



Universidade Federal de Ouro Preto
Programa de Pós-Graduação Engenharia Ambiental
Mestrado em Engenharia Ambiental

SUELI MOURA BERTOLINO

**“CARACTERIZAÇÃO E TRATABILIDADE DOS ESGOTOS
PRODUZIDOS PELO CAMPUS DA UNIVERSIDADE FEDERAL
DE OURO PRETO – MG”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título: “Mestre em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental”

Orientador: Prof. Dr. Cornélio de Freitas Carvalho

Ouro Preto, MG

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

B546c Bertolino, Sueli Moura.

Caracterização e tratabilidade dos esgotos produzidos pelo Campus da Universidade Federal de Ouro Preto – MG [manuscrito] /Sueli Moura Bertolino. - 2007.

ix, 103f.: il., color; graf.; tabs.; plantas.

Orientador: Prof. Dr. Cornélio de Freitas Carvalho.
Co-orientador: Prof. Dr. Jorge Adílio Penna.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto.
Programa de Pós - graduação em Engenharia Ambiental.
Área de concentração: Saneamento ambiental.

1. Saneamento - Teses. 2. Efluentes - Teses. I. Universidade Federal de Ouro Preto. II. Título.

Catálogo: sisbin@sisbin.ufop.br



UFOP

Universidade Federal
de Ouro Preto

Ministério da Educação
Universidade Federal de Ouro Preto
Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental
ICEB - Campus – Morro do Cruzeiro
Ouro Preto – MG – CEP 35.400-000
Fone: (031)3559-1725
E-mail: proagua@iceb.ufop.br

*“Caracterização e tratabilidade dos esgotos produzidos pelo Campus da
Universidade Federal de Ouro Preto - MG”*

Autor: Sueli Moura Bertolino

Dissertação defendida e aprovada, em 18 de julho de 2007, pela banca examinadora
constituída pelos professores:

Professor Dr. Cornélio de Freitas Carvalho - Orientador
Universidade Federal de Ouro Preto

Professor Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Universidade Federal de Minas Gerais

Professor Dr. Sérgio Francisco de Aquino
Universidade Federal de Ouro Preto

Professor Dr. Jorge Adílio Penna
Universidade Federal de Ouro Preto

*Dedico esse trabalho a duas pessoas muito sábias que sempre me disseram
que a mais digna das heranças que eles podem me deixar é o estudo.
Aos meus pais, Terezinha e Milton (in memoriam).*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar presente em todos os momentos de minha vida!

Ao meu pai, Milton Bertolino, exemplo de honestidade, humildade, que mesmo à distância sei que estará sempre guiando meu caminho. Obrigada meu pai!

À minha admirável mãe, Terezinha Bertolino, que nunca mediu esforços para me ajudar a chegar até aqui. Que dedica toda sua vida a nós, seus filhos, com inesgotável amor, carinho e preocupação. Mãe, essa conquista eu dedico inteiramente à senhora. Obrigada por ser meu exemplo de vida. Te amo!

Aos meus irmãos, Rosana, Mílber, Simone e Nélio, por estarem presente em todos os momentos da minha vida. Pela união de nossa família. Pela certeza em saber que sempre poderei contar com todos vocês.

Ao Professor Cornélio de Freitas Carvalho, pela orientação, incentivo e confiança dispensados durante a realização deste trabalho. E também pela importante indicação ao doutorado.

Ao Professor Jorge Adílio Penna, pela co-orientação neste trabalho e colaboração no desenvolvimento do Projeto de implantação da ETE – UFOP.

Ao Professor Sérgio, pelo pronto atendimento no fornecimento dos lodos para inóculo e por toda ajuda com as análises da AME e monitoramento do reator UASB.

Ao Professor Barbosa, pela importante contribuição que vem sendo dada no progresso do Projeto da ETE – UFOP e também pela ajuda na obtenção do auxílio financeiro para a finalização deste trabalho de mestrado.

Ao César, pela valiosa contribuição durante todo o trabalho e principalmente na construção do nosso primeiro reator laboratorial UASB.

À Professora Cláudia, por disponibilizar seu laboratório para a construção do reator e também o uso de equipamentos.

Ao Professor Maurício Xavier, por ter disponibilizado o laboratório da Cromatografia Gasosa para realização das análises de metano.

A Fernanda, por toda ajuda e por disponibilizar seus horários para a realização das medições do metano no cromatógrafo.

A Bárbara, pela ajuda nas leituras do metano no cromatógrafo e pelo companheirismo no laboratório.

Ao amigo Wesley, pela importante ajuda no levantamento do local de descarte do esgoto no Ribeirão Funil, nas coletas e no laboratório.

A Mirian e Carlúcio, por toda ajuda nas coletas e no laboratório.

Às SELETAS, Bia, Alê, Debinha, Lili, Jô e Wandinha, pela amizade, pelo companheirismo, por me fazer sentir em casa, porque somos uma família. Pelas inúmeras colaborações quando na ausência de ajudantes eram elas que iam ao “Bosque encantado” para as coletas e medições de vazão do esgoto. Pela paciência em me aturar nos momentos de cansaço e impaciência.

Aos amigos da K-zona, pela valiosa ajuda na construção do tão complicado vertedor.

Aos funcionários dos Laboratórios de ensino, João, Pacheco, Geraldinho, pelas várias contribuições na montagem dos ensaios.

Aos funcionários da prefeitura da UFOP, pela colaboração em disponibilizar todas as informações necessárias para a realização deste trabalho.

À minha pupila e amiga, Laurinha, pela responsabilidade e dedicação que demonstrou no período mais difícil deste trabalho, as coletas diárias e monitoramento do UASB.

À Equipe – ETE, Caroline, Cláudio, Débora, Evelize, Frederico, Jamily e Lantiel, pelas medições de vazões e responsabilidade na realização do projeto da Estação Experimental.

À UFOP pela possibilidade de realização deste trabalho e pelo financiamento da bolsa de mestrado.

A todos que contribuíram de alguma maneira para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE QUADROS	iv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	v
LISTA DE SÍMBOLOS	vi
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1 – Introdução	1
2 –Objetivo Geral	3
3 – Revisão Bibliográfica	4
3. 1 – Legislação Ambiental	4
3. 2 – Responsabilidades Ambientais das Instituições de Ensino Superior (IES).....	5
3. 3 – Aspectos Qualitativos e Quantitativos do Esgoto em campi Universitários – Estudos Preliminares.....	6
3. 3.1 – Aspectos Qualitativos do Esgoto	10
3. 3.2 – Aspecto Quantitativo do Esgoto - Vazão	16
3.3.2.1 – Variação de Vazão de Esgotos.....	17
3.3.2.2 – Métodos de Medição de Vazão.....	19
3.4 – Processos Biológicos de Tratamento de Esgotos Sanitário	22
3.4.1 – Tratamento Biológico pela via Aeróbia.....	23
3.4.1.1 – Cinética das Reações em Sistemas Aeróbios.....	23
3.4.2 – Tratamento Biológico via Anaeróbia.....	30
3.4.2.1 – Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia.....	32
3.4.2.2 – Fatores que Influenciam a Digestão Anaeróbia	34
3.4.2.3 – Atividade Metanogênica Específica (AME).....	38
3.4.3 – Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.....	39
3.4.3.1 – Critérios e Parâmetros de Projeto.....	41
4 – Materias e Métodos	48
4. 1 – Dados Gerais da Universidade Federal de Ouro Preto.....	48

4. 2 – Caracterização Qualitativa Pontual do Esgoto – ETAPA I	50
4. 2.1 – Procedimento de Análise dos Parâmetros.....	51
4. 3 – Caracterização Quantitativa do Esgoto – ETAPA II.....	52
4. 4 – Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia – ETAPA III.....	54
4. 4.1 –Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia.....	55
4. 4.2 – Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia.....	57
4. 5 –Construção do Reator UASB – Escala de Laboratório	62
4. 5.1 – Característica de Construção do Modelo Laboratorial.....	62
4. 5.1.1 – Sistema de Alimentação.....	63
4. 5.1.2 – Sistema de Digestão.....	64
4. 5.1.3 – Separador Trifásico	64
4. 6 – Monitoramento do Reator UASB.....	66
5 – Resultados e Discussão	68
5.1 – Caracterização Quantitativa Pontual na Bacia de Esgotamento A	68
5.2 – Hidrograma de Vazão	76
5.3 – Ensaio de Biodegradabilidade	79
5.3.1 – Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbio.....	79
5.3.2 – Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbio	83
5.4 – Monitoramentodo Reator UASB	87
6 – Conclusões e Recomendações	94
7 - Referências Bibliográficas	97
8 – Anexo	102
9 – Trabalho Submetido	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Distribuição de Sólidos encontrados na Água e no Esgoto	12
Figura 3.2 – Variação Diária Típica de vazão de esgotos domésticos	19
Figura 3.3 – Vertedor Retangular e Triangular e suas partes	20
Figura 3.4 – Conversão Biológica no Sistema Aeróbio.....	23
Figura 3.5 – Reações de Ordem Zero (a) Mudança da Taxa de reação dC/dt com o tempo (b) Mudança da concentração C como o tempo.....	26
Figura 3.6 – Reações de Primeira Ordem (a) Mudança da Taxa de reação dC/dt com o tempo. (b) Mudança da concentração C com o tempo.....	26
Figura 3.7 – Reações de ordem 0 e 1, obtidas através da cinética de Monod.	28
Figura 3.8 – Conversão Biológica no Sistema Anaeróbio.	31
Figura 3.9 – Sequências Metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	34
Figura 3.10 – Desenho esquemático de um UASB.....	40
Figura 4.1– Campus Morro do Cruzeiro – UFOP, acrescido da rede de esgotamento...	49
Figura 4.2 – Registro fotográfico do lançamento do esgoto da UFOP no canal receptor de águas pluviais.....	53
Figura 4.3 – Registro fotográfico do lançamento do esgoto no Córrego do Funil.....	53
Figura 4.4 – Registro fotográfico do vertedro triangular.....	54
Figura 4.5 – Representação esquemática do sistema do ensaio aeróbio.....	55
Figura 4.6 – Frascos de reação do teste de AME	58
Figura 4.7 – Registro fotográfico da unidade experimental – Reator UASB.....	62
Figura 4.8 – Sistema de Alimentação.....	63
Figura 4.9 – Sistema de Digestão.....	64

Figura 4.111 – Coletor central de gases.....	65
Figura 4.9 – Sistema de medição de gás metano.....	65
Figura 5.1 – Distribuição da DBO ₅ nos diferentes pontos de amostragem.....	71
Figura 5.2 – Distribuição da DQO total nos diferentes pontos de amostragem.....	71
Figura 5.3 – Distribuição dos SST nos diferentes pontos de amostragem.....	71
Figura 5.4 – Distribuição do Nitrogênio total nos diferentes pontos de amostragem....	73
Figura 5.5 – Distribuição do Fósforo total nos diferentes pontos de amostragem.....	74
Figura 5.6 – Distribuição do pH nos diferentes pontos de amostragem.....	74
Figura 5.7 – Hidrograma da vazão diária – período de aulas.....	76
Figura 5.8 – Hidrograma da vazão diária – período de férias.....	78
Figura 5.9 – Variação dos valores da DQO filtrada (mg/L) em função do tempo, para cada ensaio.....	80
Figura 5.10 – Curvas ajustadas para o modelo cinético de Primeira Ordem.....	81
Figura 5.11 – Curvas de produção acumulada de metano (mmol).....	84
Figura 5.12 – Curvas de Atividade Metanogênica (inclinações das retas) para cada ensaio.....	85
Figura 5.13 – Variação da temperatura no interior do reator UASB.....	90
Figura 5.14 – Variação da DQO _T afluyente e efluente.....	91
Figura 5.15 – Variação da eficiência de remoção de DQO _T	91
Figura 5.16 – Variação de SST afluyente e efluente.....	92
Figura 5.17 – Distribuição DQO _T e SST, afluyente e efluente.....	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Características físico-químicas dos esgotos sanitários	16
Tabela 3.2 – Valores do coeficiente de temperatura para diferentes sistemas.....	29
Tabela 3.3 – Tempos de detenção hidráulica em reatores UASB	43
Tabela 3.4 – Velocidades ascendentes recomendadas para projeto de reatores UASB tratando esgoto doméstico.....	44
Tabela 4.1 – Concentração e volumes (substrato, lodo e nutrientes) para cada substrato	58
Tabela 4.2 – Soluções nutritivas para o ensaio de AME	59
Tabela 5.1 – Relação DQO/DBO ₅ dos pontos de amostragem.....	68
Tabela 5.2 – Caracterização físico-química dos pontos de amostragem do campus Morro do Cruzeiro.	69
Tabela 5.3 – Valores de metais encontrados nos pontos de amostragem do campus.....	70
Tabela 5.4– Valores obtidos da vazão no período de aulas	76
Tabela 5.5– Valores obtidos da vazão no período de férias.....	78
Tabela 5.6– Ensaio cinético – Degradação da Matéria Orgânica.....	79
Tabela 5.7– Ensaio cinético – SSV (mg/L).....	82
Tabela 5.8– Taxa de degradação do esgoto do campus e Atividade metanogênica específica (AME).....	86
Tabela 5.9– Características do efluente gerado pela UFOP.....	87
Tabela 5.10– Caracterização do Lodo de inóculo.....	88
Tabela 5.11– Parâmetros de Operação.....	88
Tabela 5.12– Estatística Descritiva dos resultados no período de partida e no regime operacional	89

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Principais contaminantes em tratamento de águas residuárias.....	11
Quadro 3.2 – Classificação dos sólidos encontrados nos esgotos	13
Quadro 3.3- Vantagens e Desvantagens referentes aos processos anaeróbios	32
Quadro 3.4 – Programa de monitoramento de um reator UASB durante a partida.....	47
Quadro 4.1 – Descrição das etapas de trabalho.....	50
Quadro 4.2 – Características de operação do cromatógrafo	60
Quadro 4.3 – Monitoramento de Reator UASB.....	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AME	Atividade Metanogênica Específica
Assemae	Associação Nacional de Serviços Municipais
CETE	Centro Experimental de Tratamento de Esgotos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho de Política Ambiental
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DS	Desenvolvimento Sustentável
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HSWA	Hazardous and Solid Waste Amendments
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IES	Instituições de Ensino Superior
pH	Potencial Hidrogeniônico
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SFT	Sólidos Fixos Totais
SGA	Sistema de Gestão Ambiental
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
TCR	Tempo de Retenção Celular
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Uflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor
UFOP	Universidade Federal de Ouro Preto
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE SÍMBOLOS

μ	taxa de crescimento específica de crescimento celular
Al	alumínio
Ba	bário
C	concentração do substrato no efluente
C_0	concentração inicial do substrato
Ca	cálcio
CH_4	metano
Co	cobalto
CO_2	dióxido de carbono
Cu	cobre
Fe	ferro
H^+	prótons
H_2	hidrogênio gasoso
HCO_3^-	ión bicarbonato
K	potássio
U	velocidade máxima de utilização de substrato por massa de microrganismos
K^{app}	constante cinética aparente
K^{app}_{esp}	constante cinética aparente específica
K_s	constante de saturação do substrato
Mg	magnésio
N	nitrogênio
Ni	níquel
P	fósforo
Pb	chumbo
R	constante dos gases ideais
r	velocidade de reação
Sr	estrôncio
T	temperatura
X	concentração de microrganismos
Y	coeficiente de produção celular ou de síntese celular

Zn

Zinco

RESUMO

BERTOLINO, S. M. (2007). *Caracterização e tratabilidade dos esgotos produzidos pelo campus da Universidade Federal de Ouro Preto - MG*, Dissertação (Mestrado), Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, 120p., Ouro Preto, MG

A proposta deste trabalho foi avaliar a presença de elementos tóxicos provenientes de resíduos de laboratórios que são indevidamente lançados nas pias juntamente com o esgoto proveniente de banheiros e cantinas, dos prédios do campus Morro do Cruzeiro da UFOP. Além disso, o trabalho determinou a degradabilidade do esgoto do campus por ensaios aeróbios e anaeróbios, bem como avaliou o desempenho de um reator UASB em escala de laboratório tratando o esgoto do campus.

A análise quantitativa do efluente do campus apresentou concentrações típicas de esgotos domésticos, com valores médios de DBO e DQO de 280 e 670 mg/L, respectivamente. Os metais detectados nos esgotos apresentaram dentro dos limites regulados pela legislação do Estado de Minas Gerais. Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia apresentaram-se eficiência de remoção de DQO de 95 e 50 %, respectivamente. Apesar da baixa eficiência de remoção nos testes de biodegradabilidade anaeróbia, o reator UASB apresentou um eficiente desempenho com remoção de DQO total de 76 e retenção de SST de 93%.

Palavras-chave: Saneamento, Biodegradabilidade, Efluente de campus, Reator UASB

ABSTRACT

BERTOLINO, S. M. (2007). *I Characterization, quantification and treatability of the wastewater produced by the Federal University of Ouro Preto – MG*, Dissertação (Mestrado), Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, , Universidade Federal de Ouro Preto, 120p., Ouro Preto, MG

The aim of this work was to assess the presence of toxic chemicals in the wastewater from university laboratories, which would be improperly discharged into sinks together with waste from bathrooms and canteens of the campus buildings of UFOP (Federal University in Ouro Preto, Brazil). This work also aimed at determining the aerobic and anaerobic biodegradability of the wastewater, as well as at assessing the performance of a lab scale UASB reactor in treating with wastewater.

The quantitative analysis of the final wastewater presented typical concentrations of domestic wastewater, with medium values of BOD and COD of 280 mg/L and 670 mg/L, respectively.

The metals detected in the waste were all within the discharge limit regulated by the Minas Gerais state legislation. The aerobic and anaerobic biodegradability tests revealed that 50% and 95% of the wastewater was liable to aerobic and anaerobic degradation, respectively. Despite the low biodegradability observed in the anaerobic test, the removal efficiencies of COD and retention of suspended solid in the UASB reactor were somewhat higher and averaged 76% and 93%, respectively.

Key - words: Sanitation, biodegradability, campus Efluent, UASB reactor

1. INTRODUÇÃO

O atual modelo de desenvolvimento econômico gerou enormes desequilíbrios; se, por um lado, houve o progresso industrial, no transporte, na comunicação, na saúde, nos bens de consumo, visando à melhoria da qualidade de vida do ser humano, por outro lado vem sendo observado dia-a-dia o aumento da miséria, da poluição e da escassez de recursos ambientais. Encontrar a harmonia entre o desenvolvimento econômico e as limitações ecológicas do planeta é o que propõe o Desenvolvimento Sustentável (DS), apresentado na Agenda 21, onde os estudiosos o definem como: “equilíbrio entre tecnologia e ambiente, relevando-se os diversos grupos sociais de uma nação e também dos diferentes países na busca da equidade e justiça social”.

As Instituições de Ensino Superior (IES) devido ao desenvolvimento de tecnologias, de novos conhecimentos e de atividades de ensino na formação de profissionais e cidadãos, geram algum tipo de resíduo. Nos Estados Unidos, de acordo com a USEPA (1995) apud Araújo (2004), as HSWA consideram os laboratórios acadêmicos de escolas, faculdades e universidades inseridos na categoria de geradores de pequena quantidade de resíduos (USEPA, 1995). Em destaque, nos laboratórios químicos dos diversos departamentos (Química, Engenharias, Materiais, Biologia, Saneamento entre outros) pode-se ter uma série de resíduos, como por exemplo, materiais de filtração, soluções ácidas e alcalinas, solventes orgânicos e substâncias químicas perigosas (como os metais pesados).

O lançamento de resíduos não tratados nas águas de rios, lagos e áreas costeiras constitui-se um dos maiores agravantes à depreciação da qualidade das águas, sendo o tratamento dos esgotos uma das ações mitigadoras mais importantes para solução do problema. Para propor um sistema de tratamento de efluentes é preciso realizar um levantamento detalhado da caracterização qualitativa do efluente, com a identificação de possíveis poluentes tóxicos, caracterização quantitativa, com as variações de vazões em diferentes períodos do ano. Na escolha de um processo biológico para se tratar o efluente, ensaios de biodegradabilidade aeróbio e anaeróbio com levantamento dos parâmetros cinéticos envolvidos nas biorreações de conversão durante o processo, podem ser empregados na melhoria do controle do processo e otimização de futuros projetos.

Na busca por alternativas mais econômicas e também capazes de oferecer boa eficiência, os processos biológicos anaeróbios para tratamento de esgoto têm despertado grande interesse nos últimos anos, principalmente em regiões de clima quente. As principais vantagens apresentadas por processos deste tipo são o baixo consumo energético e a reduzida produção de lodo, quando comparados aos processos aeróbios. Dentre as tecnologias empregadas nos tratamentos anaeróbios de efluentes, o Reator de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) vem merecendo destaque. Este reator desvincula o tempo de retenção celular (TCR) do tempo de Detenção hidráulica (TDH) do efluente a ser tratado.

As IES devem ter a responsabilidade de operar seus campi universitários como modelos e exemplos práticos de sustentabilidade à escala local. A aplicação de um Programa de Gerenciamento dos resíduos de laboratórios é uma via de sustentabilidade, para que as universidades possam combater os impactos ambientais gerados e servirem de exemplo no cumprimento da legislação, saindo do campo teórico para a prática.

Tauchen e Brandli (2006) citam em seu trabalho apenas quatro universidades brasileiras que vem implementando um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) e ainda concluem que a gestão ambiental em âmbito universitário, no mundo e no Brasil, ainda consiste em práticas isoladas em que a instituição já está implementada e funcionando, ao invés de se tornarem práticas obrigatórias antes mesmo do início de operação de um determinado campus universitário.

Dentro deste contexto, na inexistência de um programa de gestão de resíduos dos laboratórios do campus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, estes são em sua maioria descartados de maneira inadequada nos ralos das pias, podendo causar algum impacto ao corpo receptor que o recebe. Neste trabalho, propõe-se caracterizar qualitativamente e quantitativamente o efluente produzido pelo campus, avaliar através de ensaios aeróbios e anaeróbios a existência de possíveis cargas tóxicas inibidoras dos processos biológicos e determinar a eficiência do reator UASB, em escala de laboratório, tratando o efluente do campus. Estes estudos permitirão a elaboração do projeto da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da UFOP.

2. OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo geral quantificar e caracterizar do ponto de vista físico-químico e de biodegradabilidade os esgotos produzidos pelo campus Morro do Cruzeiro da UFOP.

2.1 Objetivos Específicos

- Caracterizar de forma qualitativa, incluindo análise de metais, os efluentes de diferentes pontos de lançamentos, principalmente os gerados pelos laboratórios de ensino e pesquisa;
- Quantificar a geração de esgoto do campus Morro do Cruzeiro da UFOP.
- Determinar parâmetros cinéticos de degradação do esgoto do campus em condições aeróbias e anaeróbias.
- Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB – em escala de laboratório tratando o esgoto do campus.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Legislação Ambiental

A Constituição Brasileira de 1988 estipula, no artigo 225, que todos têm direito a um ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

Em contrasenso ao que rege a Constituição Brasileira, dados da Pesquisa Nacional do Saneamento Básico pelo IBGE (2000) – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, indica que dos 9.848 (nove mil oitocentos e quarenta e oito) distritos brasileiros, apenas cerca de 42% possuem rede coletora de esgotos. Destes 42%, apenas 34% possuem algum tipo de sistema de tratamento de esgotos sanitários, o que representa que menos de 15% dos distritos brasileiros tratam seus esgotos. Em decorrência deste quadro, a cada quinze minutos, morre uma criança por falta de saneamento básico. De acordo com informações da Associação Nacional dos Serviços Municipais (Assemae), 65% das internações hospitalares, na rede pública, de crianças com até nove anos, são para tratar de enfermidades causadas pela falta de saneamento.

A Lei Federal N° 6.938 de 31 de agosto de 1981 em seu artigo 3, define com meio ambiente o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas. Define, ainda, como poluidor a pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, por atividades causadoras de degradação ambiental.

A Política Nacional do Meio Ambiente tem como um objetivo o estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental e de normas relativas ao uso e manejo de recursos ambientais. No caso aplicado às coleções de águas, a Resolução CONAMA N° 357 (2005), que substitui a CONAMA N° 20 (1986), estabelece a qualidade ambiental desejada em função dos seus usos preponderantes exercidos nas bacias hidrográficas.

Em Minas Gerais as normas e padrões para a qualidade das águas e lançamentos de efluentes nas coleções de águas são dados pela Deliberação Normativa 10/86 do COPAM.

A DN 10/86 do COPAM estabelece, em relação à DBO, um limite de 60mg/L, exceto quando o sistema de tratamento reduzir a carga poluidora de efluentes, em

termos de DBO do despejo, em, no mínimo 85%. Para a DQO, a Deliberação determina uma concentração máxima de 90 mg/L. Determina para os sólidos suspensos totais uma concentração máxima diária de 100 mg/L ou uma concentração média aritmética mensal de 60 mg/L.

A Deliberação estabelece ainda, limites máximos de lançamentos para metais. Determina para os metais Cádmio e Chumbo concentração máxima de 0,1 mg/L e para os metais Cobre e Zinco, 0,5 e 5,0 mg/L, respectivamente. Para os metais Bário, Ferro solúvel e Manganês, os valores 5,0; 10,0 e 1,0mg/L, respectivamente.

3.2 Responsabilidades Ambientais das Instituições de Ensino Superior (IES)

O papel de destaque assumido pelas IES no processo de desenvolvimento tecnológico, na formação de estudantes e fornecimento de informações e conhecimento, pode e deve ser utilizado também para construir o desenvolvimento de uma sociedade sustentável e justa. Para que isto aconteça, entretanto, torna-se indispensável que essas organizações comecem a incorporar os princípios e práticas da sustentabilidade, seja para iniciar um processo de conscientização em todos os seus níveis, atingindo professores, funcionários e alunos para tomar decisões fundamentais sobre planejamento, treinamento, operações ou atividades comuns em suas áreas físicas (TAUCHEN, 2006).

Quando as universidades começam a implantar práticas ambientais locais, mesmo que isoladas, estão contribuindo para o desenvolvimento sustentável. Entretanto, as IES estarão plenamente exercendo este desenvolvimento através da educação ambiental, a qual deve ser conteúdo fundamental na formação de seus estudantes, futuros tomadores de decisão e, portanto, incluam em suas práticas profissionais a preocupação com as questões ambientais. E ainda, a implantação de Sistemas de Gestão Ambientais (SGAs) em seus campi universitários, como modelos e exemplos práticos de gestão sustentável para a sociedade.

Durante muitos anos, a problemática da água esteve relacionada apenas à escassez desse insumo em áreas áridas e semi-áridas do globo. Mas todo o processo histórico de estabelecimento das populações em áreas próximas aos corpos d'água tem mostrado cada vez mais seus efeitos. Alguns destes núcleos cresceram, urbanizaram-se, intensificaram seus usos da água e, conseqüentemente, provocaram a redução do

volume de água, com qualidade, disponível. No Brasil, de acordo com o Relatório de Desenvolvimento Humano (PNUD, 2006), apenas um quinto de suas águas residuais são tratadas.

Faculdades e universidades podem ser comparadas com pequenos núcleos urbanos, envolvendo diversas atividades de ensino, pesquisa, extensão e atividades referentes à sua operação por meio de lanchonetes, restaurantes, alojamentos, centro de conveniência, entre outras facilidades. Além disto, um campus precisa de infra-estrutura básica, redes de abastecimento de água e energia, redes de saneamento e coleta de águas pluviais e vias de acesso (TAUCHEN, 2006).

As Universidades, como instituições responsáveis pela formação de seus estudantes e, conseqüentemente, pelo seu comportamento como cidadãos do mundo, devem também estar conscientes, e preocupadas com as questões ambientais. Apenas a partir da década de 1980, identifica-se uma atuação mais sistemática e consistente de organização da pesquisa nas universidades, com o apoio à formação de doutores, à estruturação de laboratórios de pesquisa, ao fomento a projetos de investigação e à criação/consolidação da pós-graduação na área. Tal fato é essencial para a análise da evolução da pesquisa na área de saneamento, considerando ser a universidade – especialmente a pública – a instituição que concentra a quase totalidade da pesquisa no país. (HELLER,2005)

3.3 Caracterização e sistemas de tratamento dos esgotos gerados em campi universitários no Brasil

Como conseqüência das atividades de operação do campus há geração de resíduos sólidos e efluentes líquidos, bem como, consumo de recursos naturais.

De acordo com Bonett et al. (2002), apud Tauchen et al(2006) foram identificados os consumos de energia e de água, dos serviços disponíveis numa instituição de ensino localizada na região de Bordeaux – França. Com relação ao consumo per capita de água, foi constatado que é o mais elevado, se comparado ao consumo médio das grandes cidades. O fato se agrava em virtude de parte da água consumida ser proveniente de aquíferos.

Verifica-se em revisão bibliográfica, que algumas instituições de ensino superior vêm desenvolvendo projetos de estação de tratamento de esgoto, afirmando sua preocupação com as questões ambientais e atendimento da legislação ambiental.

A Universidade Federal do Rio de Janeiro em pesquisas realizadas no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da (CETE – UFRJ) vêm tratando parte dos esgotos gerados na Cidade Universitária, onde demonstraram que o esgoto afluente à ETE, quanto à sua composição físico-química pode ser classificado como um esgoto fraco, apresentando valores de DQO e DBO entre 39 a 457 mg/L e 29 a 152 mg/L, respectivamente (VERSIANI, 2005). Além de atender a legislação do estado no tratamento do esgoto, o CETE da UFRJ, também possui um laboratório de ensino e pesquisa que, permite o envolvimento de alunos dos cursos de pós-graduação em engenharia de recursos hídricos, sanitária e ambiental, bem como servirá para treinamento de operadores de serviço de saneamento em todo o país. O CETE ocupa uma área de 2,5 mil metros quadrados na cidade universitária, e tem capacidade para tratar o esgoto equivalente ao de uma cidade de 4 mil habitantes. (INFORMATIVO ABES, 2004)

A Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) possui uma estação de tratamento de esgoto no Campus Universitário de Goiabeiras, em Vitória – Espírito Santo (ES). Observa-se que a tecnologia ETE/ UFES, tem como base do sucesso de seu projeto a participação científica e tecnológica, que envolveu diversos profissionais de diferentes faculdades, promovendo a interação de conhecimentos e experiências em busca de uma alternativa de ETE compacta, eficiente e com menores custos de implantação e operação. (BASSANI, 2005). Gonçalves (2002) apud BASSANI (2005), descreve que a estação de tratamento de esgoto da universidade Federal do Espírito Santo (UFES), possui uma estação elevatória, gradeamento, um dispositivo desarenador, um reator UASB, quatro biofiltros aerados submersos, um reator de desinfecção por radiação ultravioleta, leito de secagem com duas células, pátio de estocagem de lodo e um viveiro de plantas. O autor ainda relata que a configuração da ETE – UFES, com a introdução de biofiltros aerados no interior do reator UASB, resulta em um processo de tratamento monobloco em volume único. Constitui uma tecnologia mais compacta de tratamento de esgotos sanitários disponível no Brasil hoje em dia. Demandam cerca de 50 % a menos de energia do que nas estações convencionais e produzem de 30 a 40 % a menos de lodos, que se constituem no subproduto do tratamento mais difícil de ser gerenciado.

A Universidade do Vale do Rio dos Sinos desde 1987 conta com uma ETE, responsável pelo processo de despoluição dos cerca de 500 m³ de esgoto fecal produzidos por dia no campus. Apesar da eficiência do sistema, atestada pela FEPAM, a Unisinos em 2005 aperfeiçoou e ampliou sua ETE para ser capaz de tratar efluentes gerados por até 40 mil pessoas (UNISINOS, 2004 apud BASSANI, 2005).

Estudos realizados na Universidade de Brasília (UNB) na avaliação de efluentes produzidos em laboratórios distintos e que em sua grande maioria são descartados nas pias dos laboratórios, relatam a presença de metais em concentrações acima dos padrões estabelecidos pela Legislação Nacional, CONAMA nº 357/05. O estudo apresenta valores aproximados para os metais Pb, Cd e Zn, de 0,76 ; 0,4 e 0,23mg/L, respectivamente.

Os resíduos que são gerados nos laboratórios de ensino e pesquisa quando lançados na rede de esgotamento da universidade de maneira inadequada, sem um devido tratamento, podem comprometer a implantação de uma Estação de Tratamento de Esgoto, independente do processo Aeróbio ou Anaeróbio, sendo que o princípio destes processos é o tratamento do efluente, em ambientes distintos, pela atividade metabólica de grupos de bactérias que são sensíveis à cargas tóxicas. Estes efluentes líquidos dependendo das atividades desenvolvidas nos laboratórios podem possuir característica ácida ou básica, apresentar concentrações consideráveis de metais pesados, solventes orgânicos, entre outros elementos tóxicos.

Através dos estudos realizados por Alves et.al (2005), sobre a Atividade Metanogênica Específica (AME) de lodo anaeróbio, utilizando como substrato efluente de Laboratório de Controle Ambiental, estes mostraram que elementos como sódio, cromo, fenol e sulfato tiveram um efeito sobre o percentual de inibição da AME. Concluindo que se deve promover a máxima redução possível das concentrações destes elementos durante um pré- tratamento do efluente, a fim de permitir eficiente tratamento biológico posterior.

Algumas universidades já vêm implantando em seus departamentos de ensino e pesquisa, principalmente nos laboratórios de química, programas de gerenciamento de resíduos, que além de evitarem que estes resíduos sejam lançados nas redes de esgoto juntamente com o esgoto de características domésticas, estes sistemas de gestão de resíduos (SGR) promovem o correto tratamento e destinação final para diversos tipos de resíduos, muitas vezes, criando um programa de recuperação e reaproveitamento de determinado composto que seria descartado com resíduo.

Como exemplo desta positiva ação das instituições em diminuir os impactos causados por uma variedade de resíduos que são produzidos diariamente pelas universidades, e ainda, promover uma educação ambiental de seus alunos, a Universidade Federal do Rio de Janeiro possui um projeto de gerenciamento de resíduos dos laboratórios do Instituto de Química, que contempla etapas de avaliação, planejamento, implantação, destino e monitoramento dos resíduos, as quais são necessárias para seu bom funcionamento. O projeto de gerenciamento de resíduos no IQ/UFRJ se mostra bastante viável, no que diz respeito ao ponto de vista econômico, social e educacional, pois volumes de rejeitos a serem tratados não são grandes. Ainda propõe-se que os laboratórios tratem os seus rejeitos contaminados com metais pesados em suas próprias dependências, considerando-se que são produzidos em pequena quantidade. A parceria com uma empresa privada para a incineração dos rejeitos e a possibilidade de tratar dentro do IQ/UFRJ os rejeitos contaminados com metais pesados torna o projeto mais econômico e possível de ser implementado (PACHECO et al.,2003).

Alberguini et al. (2002) apresentaram os resultados da experiência pioneira em gestão e gerenciamento de resíduos químicos em um campus universitário. No campus da Universidade de São Paulo, situado na cidade de São Carlos, foi criado um único laboratório para tratar e recuperar todos os resíduos provenientes de todos os laboratórios com atividades químicas, denominado de Laboratório de Resíduos Químicos (LRQ), em funcionamento desde fevereiro de 1998. O gerenciamento dos resíduos químicos através do LRQ só é possível com o envolvimento dos professores, funcionários e alunos responsáveis pelo laboratório gerador do resíduo, otimizando-se assim o trabalho, tornando-o mais econômico e funcional. No período de fevereiro de 1999 a fevereiro de 2002 foram coletados 12 toneladas, com uma média de 300L/mês de resíduos, entre os 80 laboratórios com atividades químicas no campus.

Para a implantação de um eficiente sistema de tratamento de esgoto, é necessário primeiramente fazer um levantamento de quais são as unidades geradoras (como restaurantes, laboratórios, hospital, etc.). Realizar um estudo qualitativo e quantitativo deste esgoto, bem como a análise técnico-econômica dos diversos processos e sistemas de tratamento passíveis de aplicação. Tal etapa é de grande importância, visto que a opção a ser adotada será fruto de todas as considerações e estudos efetuados nessa fase. Portanto, devem ser concentrados esforços no sentido de se obterem os dados e de se extraírem as conclusões buscando sempre a maior precisão e confiabilidade possível,

visto que o sucesso técnico e a viabilidade da alternativa eleita dependem em grande parte desta análise inicial (VON SPERLING, 2005).

O consumo de água, e conseqüentemente a geração de esgoto, pelas IES, tende a variar consideravelmente ao longo do dia, em função da população flutuante (alunos, professores e funcionários) nos diversos prédios das instituições e ainda pelas variações das atividades de ensino e pesquisa.

3.3.1 Aspectos Qualitativos do Esgoto

A composição química dos esgotos sanitários é função do uso à qual a água foi submetida. Os esgotos domésticos apresentam uma caracterização típica, devido às atividades normais tais como cozinhar, lavar, usar banheiro, etc. Entretanto, o esgoto de empresas, indústrias e Instituições de Ensino é muito diverso, dependendo das características próprias de cada fonte geradora do rejeito, por exemplo, dos produtos fabricados, dos processos utilizados e das matérias primas empregadas na indústria, das atividades de pesquisa e ensino nas universidades e faculdades. Desta forma, unidade geradora de resíduos deve caracterizar seu efluente e implantar um sistema de tratamento de efluentes.

Em virtude da diversidade de atividades dentro das Instituições de Ensino, como laboratórios de química, laboratórios de biologia, restaurante, alojamento, ginásio, setor de saúde, entre outros, determina a esse esgoto uma característica complexa, a ser estudada.

Metcalf e Eddy (1991) apresentam o Quadro 3.1 no qual são contemplados os principais contaminantes tipicamente encontrados no esgoto, ressaltando sua importância.

QUADROS 3.1 Principais contaminantes em tratamento de águas residuárias.

CONTAMINANTE	IMPORTÂNCIA
Sólidos suspensos	Sólidos suspensos podem levar ao desenvolvimento de depósitos de lodo e condições anaeróbias quando o efluente líquido não tratado é lançado no ambiente aquático
Orgânicos biodegradáveis	Compostos principalmente por proteínas, carboidratos e gorduras, os orgânicos biodegradáveis são quantificados basicamente em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). Se lançado sem tratamento ao ambiente, sua estabilização biológica pode levar à queda da reserva de oxigênio natural e ao desenvolvimento de condições sépticas.
Patogênicos	Diversas doenças podem ser transmitidas por organismos patogênicos em águas residuárias.
Nutrientes	Tanto nitrogênio quanto fósforo, junto ao carbono, são nutrientes essenciais para o crescimento. Quando lançados no ambiente aquático, esses nutrientes podem levar ao crescimento de uma vida aquática não desejável. Quando lançados em excessivas quantidades sobre a terra, também podem poluir águas subterrâneas.
Poluentes perigosos	Compostos orgânicos e inorgânicos selecionados com base no conhecimento de apresentarem carcinogenicidade, mutagenicidade, tetragenidade ou toxicidade. Muitos desses compostos são encontrados em águas residuárias.
Orgânicos Refratários	Esses orgânicos tendem a resistir a métodos convencionais de tratamento de efluentes líquidos. Exemplos típicos incluem surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas.
Metais pesados	Metais pesados são geralmente adicionados às águas residuárias de atividades comerciais e industriais e devem ser removidos se o efluente for reutilizado
Inorgânicos dissolvidos	Constituintes inorgânicos como cálcio, sódio e sulfato são adicionados à água de abastecimento e devem ser removidos se o efluente for reutilizado.

FONTE: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003)

De acordo com von Sperling (2005) os principais parâmetros relativos predominantemente domésticos (de residências, instituições e comércio) a merecerem destaque especial à sua importância são: sólidos, indicadores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal.

▪ Sólidos

Segundo Metcalf e Eddy (2003) apud Busato (2004), a mais importante característica física do esgoto são os sólidos totais. A classificação dos sólidos está representada no Quadro 3.2, sendo que, a Figura 3.1 apresenta a inter-relação dos sólidos encontrados na água e no esgoto.

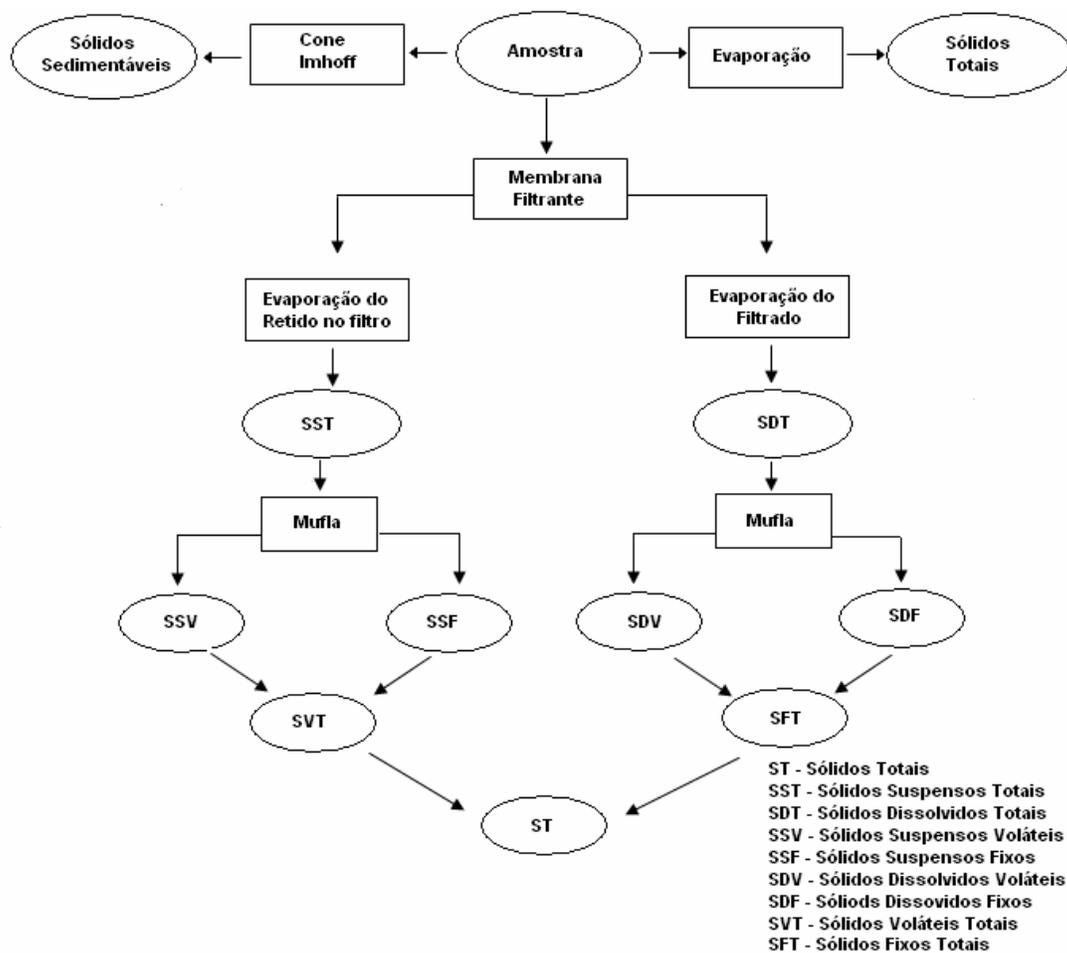


FIGURA 3.1 Distribuição dos Sólidos encontrados na Água e no Esgoto

FONTE: Adaptado Metcalf e Eddy (2003)

QUADRO 3.2 Classificação dos sólidos encontrados nos Esgotos

TESTE	DESCRIÇÃO
Sólidos totais (ST)	Matéria que permanece como resíduo após uma amostra de esgoto ter sido submetida à evaporação a uma temperatura específica (103 a 105°C)
Sólidos voláteis totais (SVT)	São aqueles que podem ser volatilizados quando os ST são submetidos a uma temperatura de 500 ± 50 °C. Representam uma estimativa da matéria orgânica presente nos esgotos.
Sólidos fixos totais (SFT)	É o resíduo que permanece quando os ST são submetidos a uma temperatura de 500 ± 50 °C. Representam uma estimativa da matéria inorgânica ou mineral presente nos esgotos.
Sólidos suspensos totais (SST)	Porção dos ST retida, quando um volume da amostra de esgoto é filtrado através de uma membrana filtrante apropriada, medida após evaporação a uma temperatura específica (105°C). Os sólidos suspensos têm tamanho entre 100 e 1 micra
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	São aqueles que volatilizam quando os SST são submetidos a uma temperatura de 500 ± 50 °C.
Sólidos suspensos fixos (SSF)	É o resíduo que permanece quando os SST são submetidos a uma temperatura de 500 ± 50 °C.
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	São os sólidos que passam através do filtro, medidos após evaporação a uma temperatura específica. Esses compreendem a fração de sólidos dissolvidos e coloidais. Os sólidos coloidais têm tamanho entre 0,001 e 1 micra.
Sólidos dissolvidos voláteis totais (SDV)	São aqueles que volatilizam quando os SDT são submetidos a uma temperatura de 500 ± 50 °C.
Sólidos dissolvidos fixos (SDF)	È o resíduo que permanece quando os SDT são submetidos a uma temperatura de 500 ± 50 °C.
Sólidos sedimentáveis	São os sólidos suspensos, expresso em mililitros por litro, que sedimentam após um período de tempo específico (1 hora), em um recipiente apropriado (cone “Imhoff”)

FONTE: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991).

Sólidos voláteis e fixos referem-se, respectivamente, às frações orgânicas e inorgânicas dos sólidos presentes em uma amostra e, portanto, são parâmetros utilizados para avaliar a tratabilidade de águas residuárias, mais especificamente a possibilidade de emprego e a avaliação de eficiência de unidades de tratamento biológico. Do afluente ao efluente de uma ETE que empregue processos biológicos, é de se esperar um decréscimo acentuado na relação SV/SF. Ainda no tratamento de águas residuárias, SSV é associado a concentração de biomassa em reatores biológicos, sendo assim um importante parâmetro de projeto e controle operacional (BASTOS, 2003).

- Indicadores de Matéria Orgânica

Segundo von Sperling (2005), a matéria orgânica presente nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição para os corpos d'água: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Segundo Metcalf & Eddy (2003), as substâncias orgânicas presentes nos esgotos são constituídas principalmente de 40% a 60% de proteínas, 25% a 50% de carboidratos e 8% a 12% de gordura e óleos.

Diante da multiplicidade de formas e compostos em que se apresenta a matéria orgânica, sua determinação laboratorial é feita por parâmetros que agregam todos os seus componentes, sem a preocupação de especificar a natureza de suas frações. Os parâmetros mais utilizados para medir a quantidade de matéria orgânica no esgoto são: demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO).

- a) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é a quantidade de oxigênio dissolvido requerido pelos microrganismos para a estabilização bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto, sendo, portanto uma medida indireta da matéria orgânica biodegradável sob condições padronizadas — 20°C, cinco dias.

b) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio é usada para medir o oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica contida no esgoto, suscetível à oxidação por um oxidante químico forte. É, portanto, também uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica.

▪ Nitrogênio e Fósforo

O nitrogênio e o fósforo são elementos indispensáveis para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos. Mas quando são lançados em concentrações elevadas em lagoas e represas, pode ocasionar um crescimento excessivo de algas, fenômeno denominado de eutrofização.

As formas predominantes do nitrogênio nos esgotos domésticos, são o nitrogênio orgânico e a amônia. Estes dois são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, denominado Nitrogênio Kjeldahl (NTK).

▪ Indicadores de contaminação fecal

Dadas as dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos (bactérias, protozoários e vírus) em amostras ambientais, a indicação de contaminação é determinada através dos organismos indicadores de contaminação fecal. Tais organismos não são patogênicos, mas dão uma satisfatória indicação de quando uma água apresenta contaminação por fezes humanas ou de animais e, por conseguinte, da sua potencialidade para transmitir doenças. (VON SPERLING, 2005)

von Sperling (2005) segundo suas experiências e citando Arceivala (1981), Pessoa & Jordão (1995), Qasim (1985), Metcalf & Eddy (1991) e Cavalcanti et al (2001) apresenta as características quantitativas físico-químicas típicas de esgotos sanitários predominantemente domésticos, utilizadas em estudos e projetos. A Tabela 3.1 sintetiza essas características.

TABELA 3.1 Características físico-químicas dos esgotos sanitários

Parâmetros	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
Sólidos Suspensos Totais	35 -70	60	mg/L	200 - 450	350
DBO ₅	40 - 60	50	mg/L	250 - 400	300
DQO	80 - 120	100	mg/L	450 - 800	600
Nitrogênio Total	6,0 – 10,0	8,0	mgN/L	35 - 60	45
Nitrogênio Orgânico	2,5 – 4,0	3,5	mgN/L	15 – 25	20
Nitrogênio Amoniacal	3,5 – 6,0	4,5	mgNH ₃ /L	20 – 35	25
Fósforo Total	0,7 – 2,5	1,0	mgP/L	4 - 15	7
pH	-	-	-	6,7 -8,0	7,0
Alcalinidade	20 - 40	30	mgCaCO ₃ /L	100 - 250	200
Metais Pesados	~ 0	~ 0	mg/L	traços	traços

FONTE: Adaptado de von Sperling (2005)

3.3.2 Aspecto Quantitativo do Esgoto – Vazão

A primeira medida para iniciar o levantamento de dados para a elaboração de um projeto de sistema de tratamento de esgotos relaciona-se com a determinação da qualidade e quantidade dos esgotos que serão encaminhados à estação depuradora (CAMPOS & ANDRADE NETO, 1999).

Segundo Pessoa & Jordão (1995) a característica da vazão e sua variação condicionam o número e as dimensões das unidades de tratamento e suas canalizações de interligação, em harmonia com os parâmetros de projeto adotados de acordo com o comportamento físico-químico e biológico dos processos de tratamento.

Um levantamento detalhado dos principais tipos de esgotamento sanitário deve ser realizado antes mesmo da quantificação da vazão de esgoto. Há basicamente duas variantes dos sistemas de esgotamento sanitário (MARÇAL JUNIOR, 2006).

- a) Sistema de esgotamento Unitário ou Combinado: águas residuárias (domésticas e industriais), águas de infiltração (água do solo que penetra nas tubulações) e águas pluviais são coletadas pela mesma tubulação.

- b) Sistema separador absoluto: as águas residuárias e águas de infiltração veiculam por tubulação independente da água de chuva.

No Brasil, devido à quantidade de chuvas, é adotado o sistema separador absoluto. Os problemas encontrados são as ligações clandestinas de água de chuva nas redes de esgoto, causando um aumento na vazão de projeto.

3.3.2.1 Variação de vazão de esgotos

De maneira geral, a produção de esgotos corresponde aproximadamente ao consumo de água. No entanto, a fração de esgotos que adentra a rede de coleta pode variar, devido ao fato de que parte da água consumida pode ser incorporada à rede pluvial, em função de ligações clandestinas dos esgotos à rede pluvial e ainda por infiltrações (VON SPERLING, 2005).

A fração da água fornecida que adentra a rede de coleta na forma de esgoto é denominada coeficiente de retorno (R: vazão de esgotos/vazão de água). Os valores típicos de R variam de 40% a 100%, sendo que um valor usualmente adotado tem sido o de 80% (R=0,80) (VON SPERLING, 2005).

O consumo de água e a geração de esgotos variam ao longo do dia (variações horárias), ao longo da semana (variações diárias) e ao longo do ano (variações sazonais), de acordo com os usos e costumes de uma comunidade. Os valores de vazão mínima, vazão média e vazão máxima durante o dia é dado por:

- Vazão Mínima

$$Q_{\min} = \frac{Pop \times QPC \times R}{864000} \times K_3 \quad (\text{Eq.3.1})$$

- Vazão Média

$$Q_{\text{méd}} = \frac{Pop \times QPC \times R}{864000} \quad (\text{Eq.3.2})$$

- Vazão Máxima

$$Q_{m\acute{a}x} = \frac{Pop \times QPC \times R}{864000} \times K_1 \times K_2 \quad (\text{Eq. 3.3})$$

onde:

$Q_{m\acute{i}n.}$ = Vazão doméstica mínima de esgotos (L/s)

$Q_{m\acute{e}d}$ = Vazão doméstica média de esgotos (L/s)

$Q_{m\acute{a}x}$ = Vazão doméstica máxima de esgotos (L/s)

Pop. = População atendida (habitantes)

QPC = Quota per capita de água (L/hab.d)

R = Coeficiente de retorno esgoto/água

K_1 = coeficiente do dia de maior consumo ($K_1 = 1,2$)

K_2 = coeficiente da hora de maior consumo ($K_2 = 1,5$)

K_3 = coeficiente da hora de menor consumo ($K_3 = 0,5$)

Os valores dos coeficientes K_1 , K_2 , K_3 de 1,2, 1,5 e 0,5, respectivamente, são valores típicos adotados segundo CETESB (1978); Azevedo Neto e Alvarez (1977); Alem Sobrinho e Tsutiya (1999), citado por von Sperling (2005).

Essas fórmulas são comumente utilizadas para estimativas de vazão para projeto, porém é importante que todos os parâmetros inclusos nas mesmas sejam medidos ou determinados *in locu* para que não se incorra em erros grosseiros (CAMPOS e ANDRADE NETO, 1999).

Na Figura 3.2, apresenta um hidrograma típico da vazão afluyente a uma ETE, ao longo do dia. Na figura, os valores de $Q_{m\acute{i}n}$ e $Q_{m\acute{a}x}$ em relação a $Q_{m\acute{e}d}$ são apenas ilustrativas, pois podem variar caso a caso.

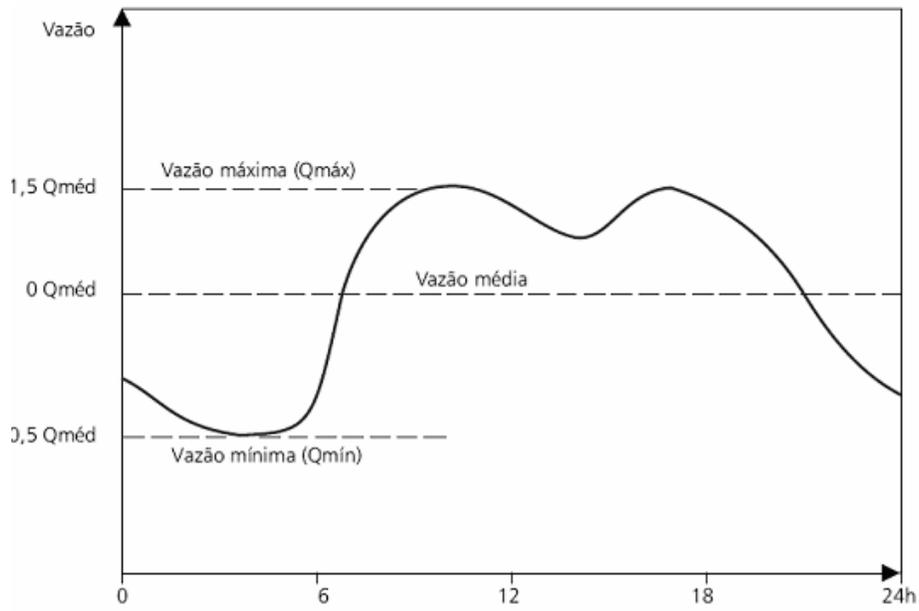


Figura 3.2 : Variação diária típica de vazão de esgotos sanitários

FONTE: Campos (1999)

3.3.2.2 Métodos de medição de vazão

a) Método direto

Para elaboração de projetos de pequenas comunidades, indústrias ou instituições que já tenham prontas suas instalações, principalmente o sistema de coleta construído. A medição de vazão pode ser de forma manual, com apenas um recipiente de volume aferido e um cronômetro pode-se determinar a vazão de uma pequena comunidade (MARÇAL JUNIOR, 2006).

Este método é utilizado também para aferir os equipamentos e processos de medição de vazão.

$$Q = \frac{V}{T} \quad (\text{Eq. 3.4})$$

onde

Q = Vazão de esgoto

V = Volume do recipiente

T = Tempo de enchimento

Para melhor precisão deve ser feito o maior número de amostras durante um dia. O ideal é medir a vazão 24 vezes por dia durante um mês.

b) Método do Vertedor

Vertedores são passagens, aberturas ou entalhes feitos em uma parede sobre a qual o líquido escoava livremente. Os vertedores são empregados para medir vazão em escoamento por um canal, inferior a 300 L/s.

A presença do vertedor, que é essencialmente uma parede com abertura de determinada forma geométrica, colocada na maioria dos casos, perpendicularmente à corrente, eleva o nível d'água a sua montante até que este nível atinja uma cota suficiente para produzir uma lâmina sobre o obstáculo, compatível com a vazão descarregada (PORTO, 2004).

A figura 3 apresenta as formas geométricas dos vertedores mais utilizados na medição da vazão: o vertedor retangular e o triangular.

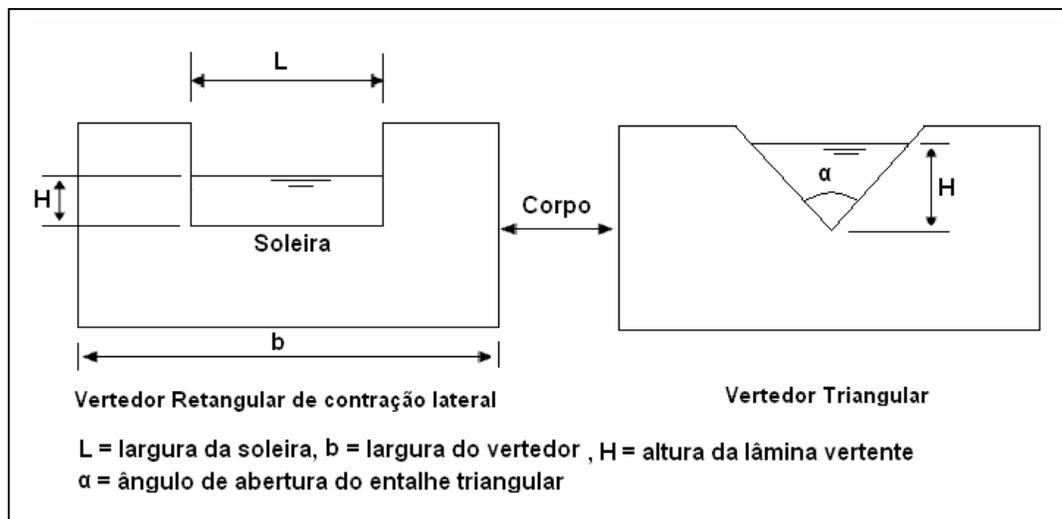


Figura 3.3 : Vertedor retangular e triangular e suas partes

FONTE: Adaptada Ramos (1989)

- Vazão nos vertedores retangulares

Segundo Porto (2004), nas medições de vazão em campo, sejam em canais artificiais ou córregos naturais, não se tem, evidentemente, as situações encontradas em laboratórios. Uma destas situações corresponde à instalação de um vertedor retangular de largura L no meio de um canal de largura $b > L$, o que provoca o aparecimento de contrações laterais. A fórmula prática para um vertedor retangular, parede fina e duas contrações laterais, é escrita como:

$$Q = 1,838 \times (L - 0,20H) \times H^{3/2} \quad (\text{Eq.3.5})$$

onde:

Q = vazão de esgoto

L = Largura da soleira

H = Altura da lâmina da vertente

- Vertedor Triangular

Os vertedores triangulares são particularmente recomendados para medição de vazões abaixo dos 30 L/s. Dentre os vertedores triangulares, o mais usado nas medições práticas é aquele com ângulo de abertura $\alpha = 90^\circ$, para esta abertura a fórmula experimental de Thomson é a mais utilizada. (PORTO, 2004)

$$Q = 1,40 \times H^{5/2} \quad (\text{Eq. 3.6})$$

onde:

Q = vazão de esgoto

H = altura da lâmina da vertente

3.4 Processos biológicos de tratamento de esgoto sanitário

O material orgânico, presente em um sistema de tratamento biológico, é convertido pela ação bioquímica de microrganismos, principalmente bactérias heterotróficas. O processo de utilização de material orgânico pelas bactérias como fonte de energia e como fonte de material para a síntese do material celular é chamado de metabolismo bacteriano. Esse processo ocorre por dois mecanismos distintos, chamados de anabolismo e catabolismo. No catabolismo, a matéria orgânica é utilizada como fonte de energia ocorrendo a estabilização do substrato, liberando energia. No anabolismo a matéria orgânica é incorporada na massa celular. Os processos de anabolismo e catabolismo são interdependentes, pois o anabolismo é um processo que necessita de energia liberada pelo catabolismo para a síntese do material celular (MENDONÇA, 2002).

Segundo von Sperling (2005) a base de todo o processo biológico é o contato efetivo entre uma grande variedade de microrganismos como, bactérias, protozoários, fungos e outros, e o material orgânico contido nos esgotos, de tal forma que esse possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos. Os microrganismos convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução dos microrganismos).

Os objetivos do tratamento biológico de águas residuárias são a remoção de sólidos coloidais não sedimentais e estabilização da matéria orgânica. Para esgoto sanitário, o principal objetivo é a redução da quantidade de matéria orgânica e, em muitos casos, de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. (METCALF & EDDY, 1991)

Para garantir um ambiente ideal para a microbiota envolvida no tratamento do esgoto sanitário, alguns fatores ambientais e parâmetros de projetos devem ser observados. Entre os fatores ambientais, os mais importantes são a temperatura, o pH, concentrações suficientes de nutrientes e concentração de substrato influenciam o desenvolvimento dos microrganismos. Os parâmetros de grande importância na concepção de uma ETE são o tempo de retenção celular (TCR), tempo de detenção hidráulica (TDH), relação A/M (alimento/microrganismo).

O tratamento biológico pode ser subdividido em dois grandes grupos, processos aeróbios e processos anaeróbios. Em cada processo, há diferenças quanto ao

crescimento biológico (suspenso ou aderido), quanto ao fluxo (contínuo ou intermitente) e quanto ao regime hidráulico (mistura completa, fluxo de pistão ou fluxo arbitrário).

3.4.1 Tratamento Biológico pela via Aeróbia

No tratamento biológico, o substrato serve como fonte de energia e carbono para os microrganismos. Sob condições aeróbias, a biodegradação idealmente resulta na mineralização total do substrato com produção de dióxido de carbono, água, cloreto e sulfato.

Nos processos de tratamento biológicos aeróbios, os microrganismos envolvidos realizam a respiração através do oxigênio livre, ou seja, o aceptor de elétron é o oxigênio livre.

Segundo Chernicharo (2001), na conversão biológica aeróbia, cerca de 40 a 50% da matéria orgânica é convertida em CO_2 . O restante, cerca de 50 a 60% é incorporada a biomassa microbiana, que vem a constituir o lodo excedente do sistema. A Figura 3.4 mostra o balanço de massa referente ao processo aeróbio.

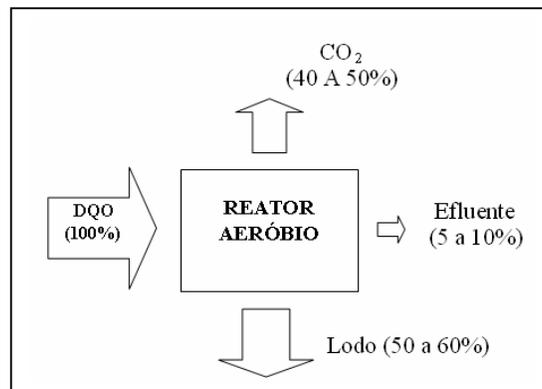


FIGURA3. 4 Conversão Biológica no Sistema Aeróbio

FONTE: Adaptado de Chernicharo et al. (2001)

3.4.1.1 Cinética das reações em sistemas aeróbios

A geração e o consumo, mostrados no balanço de massa são determinados através de ensaios cinéticos realizados em laboratório. Estes parâmetros cinéticos são denominados de cinética dos reatores, mas os mesmos são usados para reservatórios

naturais, lagos de estabilização e qualquer outro fenômeno que tenha uma geração ou consumo de massa (MARÇAL JUNIOR, 2006) A determinação dos coeficientes cinéticos envolvidos nas reações de um sistema biológico é de fundamental importância no projeto e no desempenho desse sistema.

Para garantir que os microrganismos cresçam – necessidade essencial no tratamento biológico – deve-se permitir que os mesmos permaneçam no sistema o tempo suficiente para que se reproduzam. O tempo requerido depende de sua velocidade de crescimento, a qual é relacionada diretamente com a velocidade de metabolismo ou utilização do substrato (MENDONÇA, 2002).

Diversos fatores como concentração de oxigênio, tipo de substrato, concentração de nutrientes, composição do meio, tipo de aceptor de elétrons, pH, temperatura e presença de substâncias inibidoras influenciam no crescimento de microrganismos e, portanto a velocidade do consumo do substrato e formação de produtos, de reações bioquímicas (MENDONÇA, 2002). A determinação da taxa ou velocidade com que uma reação de consumo do substrato se processa envolve a etapa experimental, onde a temperatura é fixada ou monitorada, e a análise da variação da concentração do substrato ao longo do tempo para interpretação dos dados experimentais.

Segundo Metcalf e Eddy (1991) as principais relações entre os parâmetros cinéticos envolvidos no processo de oxidação da matéria orgânica carbonácea, em meio aeróbio, são fundamentadas no modelo de Monod. Entretanto, segundo Wilson (1993) os modelos cinéticos de reações bioquímicas, em sistemas de tratamento de esgoto, geralmente são representadas não só pelo modelo Monod, mas também pelos modelos de primeira ordem ou ordem zero. Esses modelos têm sido usados na determinação da velocidade de consumo de substrato.

- Modelo cinético de primeira ordem e de ordem zero

A ordem de uma reação é definida como sendo a soma dos expoentes dos termos de concentração que aparecem na equação cinética. Assim uma reação pode ser de primeira ordem, de segunda ordem, etc., ou ainda de ordem fracionária ou zero (Silveira,1996).

Uma reação é de ordem zero quando a velocidade de reação (r) independe da concentração (c) do substrato, sendo expressa pela Equação 3.8.

$$r = \frac{dC}{dt} = -K \quad (\text{Eq.3.8})$$

O sinal negativo no termo da direita indica remoção do reagente. Integrando a Equação 3.8, tendo $C = C_0$ em $t = 0$ tem-se:

$$C = C_0 - K \times t \quad (\text{Eq.3.9})$$

De acordo com a Equação 3.9, a concentração do substrato varia linearmente com o tempo e depende da concentração inicial do substrato, durante reação cinética de ordem zero.

Uma reação é dita de primeira ordem quando a velocidade de reação é diretamente proporcional à concentração do substrato, podendo ser expressa pela Equação 3.10.

$$r = \frac{dC}{dt} = -KC \quad (\text{Eq. 3.10})$$

Integrando a Equação 3.10, tendo $C = C_0$ em $t = 0$ tem-se:

$$\ln C = \ln C_0 - K \times t \quad (\text{Eq.3.11})$$

ou a Equação 3.11.

$$C = C_0 \times e^{-K \times t} \quad (\text{Eq.3.12})$$

Pela Equação 3.12, observa-se que a concentração do substrato varia exponencialmente com o tempo.

As Equações 3.8 e 3.9 (modelo cinético de ordem zero) e a Equações 3.11 e 3.12 (modelo cinético de primeira ordem), podem ser visualizadas nas Figuras 3.5 e 3.6, respectivamente.

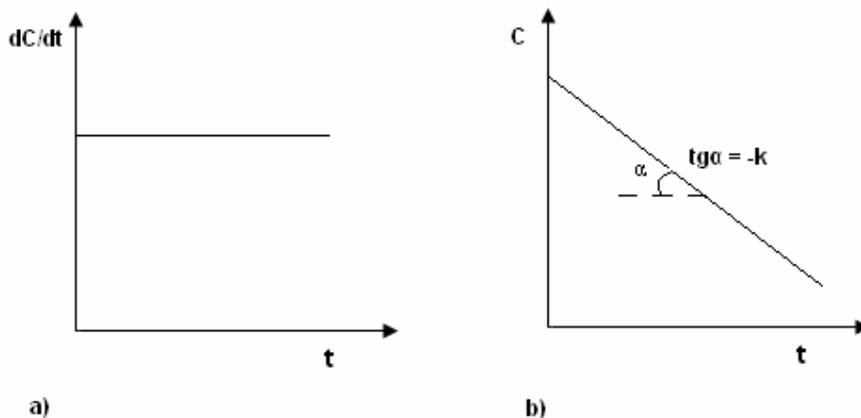


FIGURA 3.5. Reações de ordem zero (a) Comportamento da taxa de reação dC/dt com o tempo. (b) Mudança da concentração C com o tempo.

FONTE: Adaptado von Sperling (2003)

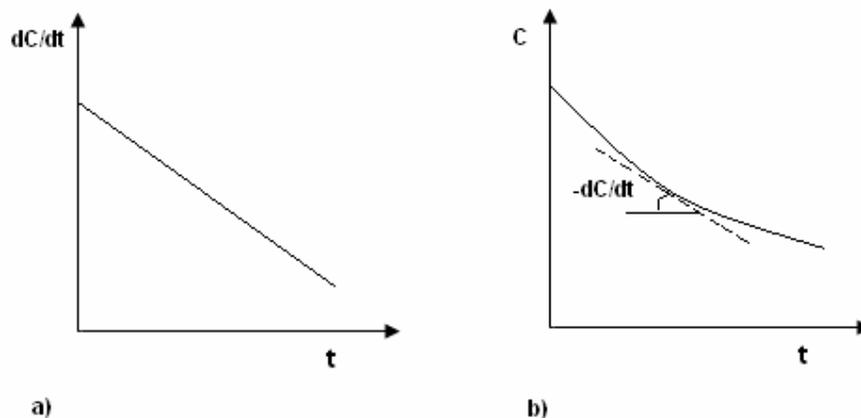


FIGURA 3.6. Reações de primeira ordem (a) Mudança da taxa de reação dC/dt com o tempo. (b) Mudança da concentração C com o tempo.

FONTE: Adaptado von Sperling (2005)

- Modelo cinético de Monod

Os estudos de Monod demonstraram que a velocidade de crescimento dos microrganismos é função da concentração de microrganismos e da concentração de algum substrato limitante (Bailey,1986). Assim o modelo proposto por Monod é representado pela Equação 3.13.

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \frac{C}{K_S + C} \quad (\text{Eq. 3.13})$$

onde:

$\mu_{m\acute{a}x}$ = taxa de crescimento específico máxima (d^{-1})

C = Concentração do substrato ou nutriente limitante (g/m^3)

K_S = constante de saturação, a qual é definida como a concentração do substrato para a qual $\mu = \mu_{m\acute{a}x}/2$ (g/m^3)

Segundo von Sperling (2005) para se comparar diferentes substratos, o valor de K_S dá uma indicação da afinidade dos microrganismos por cada substrato: quanto maior o valor de K_S , menor a taxa de crescimento μ , ou seja, menor a afinidade da biomassa pelo substrato. Para se obter reduções da concentração do substrato no tratamento de esgotos, é desejável que este substrato tenha baixos valores de K_S .

Segundo Medonça (2002), outra dedução de Monod em seus experimentos, foi que o crescimento de microrganismos é proporcional à concentração de microrganismos e ao crescimento específico, sendo representado pela Equação 3.14.

$$r_X = X \times \mu \quad (\text{Eq. 3.14})$$

onde:

r_x = velocidade de crescimento celular, $M.L^{-3}T^{-1}$ (massa/unidade de volume x tempo);

X = concentração de microrganismos, ML^{-3} .

Ainda Mendonça (2002) citando Bailey & Oliis, 1986, Atkinson & Mavituna, 1987 e Metcalf & Eddy, 1991, por substituição da Equação 3.13 na Equação 3.14, obtiveram as velocidades de crescimento de microrganismos e de consumo de substrato que seguem o modelo cinético de Monod, representadas pelas Equações 3.15 e 3.16.

$$r_X = \mu_{m\acute{a}x} \frac{C \times X}{K_S + C} \quad (\text{Eq. 3.15})$$

$$r_c = \mu_{m\acute{a}x} \frac{C \times X}{Y(K_c + C)} \quad (\text{Eq. 3.16})$$

onde:

r_c = velocidade de degradação do substrato, $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$

Y = coeficiente de produção celular (biomassa produzida/substrato removido, MM^{-1}).

O termo $\mu_{m\acute{a}x}/Y$ é usualmente substituído pelo termo k , definido como a velocidade máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microrganismos (MENDONÇA, 2002).

A Figura 3.7 apresenta a curva representativa do modelo cinético de Monod.

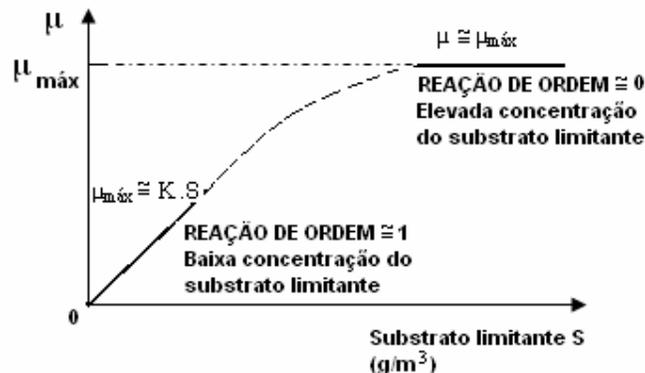


FIGURA 3.7. Reações de ordem 0 e 1, obtidas através da cinética de Monod

FONTE: Adaptado de Sperling (2005)

A equação de Monod é largamente usada, pois sua forma permite representar tanto a cinética de ordem zero, como as de primeira ordem, bem como a transição entre elas (BUSATO, 2004). Observando a Equação 3.13, percebe-se que, para concentrações elevadas de substrato, a razão $C/(C + K_s)$ se aproxima da unidade e, portanto, a velocidade de crescimento torna-se independente da concentração do substrato, ou seja, o crescimento é um processo de ordem zero. No entanto, quando a concentração de substrato for muito baixa, ou seja, $C \ll K_s$, a velocidade de crescimento torna-se proporcional à concentração de substrato, caracterizando cinética de primeira ordem. (BAILEY e OLLIS, 1986).

- Influência da temperatura

Na cinética biológica a temperatura exerce efeito muito importante na atividade biológica e, portanto, nas velocidades das reações bioquímicas. A equação largamente utilizada em processos biológicos de tratamento de esgoto sanitário para correção da constante cinética é apresentada na Equação 3.17.

$$k_T = k_{20} \times \theta^{(t-20)} \quad (\text{Eq. 3.17})$$

onde:

k_T = coeficiente cinético na temperatura T;

K_{20} = coeficiente cinético a 20°C;

θ = coeficiente de temperatura;

t = temperatura (°C)

Na Tabela 3.2, estão apresentados os valores do coeficiente de temperatura, de acordo com o processo biológico.

TABELA 3.2. Valores do coeficiente de temperatura para diferentes sistemas.

Processo Biológico	Valor θ	
	Faixa	Típico
Lodos Ativados	1,00 – 1,08	1,04
Lagoas Aeradas	1,04 – 1,10	1,08
Filtros Biológicos	1,02 – 1,08	1,035

FONTE: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991)

Segundo Von Sperling (2005) no tratamento de esgotos domésticos, por processos aeróbios, têm sido relatados valores de K_S e $\mu_{\text{máx}}$ variando entre 15 a 70 mgDQO/L e 1,2 a 6 d⁻¹, respectivamente.

No trabalho realizado por Castilho et al (1999), citado por Mendonça (2002), os autores operaram instalação constituída por reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), com volume de 750L, seguido por unidade aeróbia de dois reatores de biodiscos rotativos em série, com volume de 55L cada. Tanto no UASB, como nas unidades

aeróbias, o modelo cinético que melhor se ajustou aos resultados de degradação de DBO foi de primeira ordem. Sob temperatura média de 19°C, as seguintes constantes cinéticas foram obtidas: $k = 0,3096\text{h}^{-1}$, no UASB; $k = 1,96\text{h}^{-1}$, no primeiro biodisco, e $k = 1,077\text{h}^{-1}$, no segundo biodisco.

3.4.2 Tratamento Biológico pela Via Anaeróbia

O conhecimento cada vez mais detalhado do processo anaeróbio no tratamento de esgotos através das inúmeras pesquisas com diferentes sistemas de tratamento, vem afirmando essa tecnologia para o tratamento de diferentes efluentes. Neste processo ocorre o fenômeno biológico natural, onde microrganismos, principalmente bactérias, estabilizam a matéria orgânica (proteínas, carboidratos, lipídeos) em um ambiente ausente de oxigênio, convertendo-a em metano e compostos inorgânicos como amônia e dióxido de carbono.

Os avanços no conhecimento do processo anaeróbio iniciaram-se em 1776, quando Alessandro Volta, físico italiano, descobriu o “ar combustível”, formado em sedimentos no fundo de lagos e rios. Em 1890, Van Senus verificou que a decomposição anaeróbia era feita por vários microrganismos. Em 1910, Sohngen verificou que a fermentação de materiais orgânicos produz compostos reduzidos como hidrogênio, ácido acético e gás carbônico (MARÇAL JUNIOR, 2006).

Mas foi a partir da década de 1960, por meio do trabalho pioneiro de Yong & McCarty (1969) sobre tratamento de matéria orgânica solúvel, utilizando filtros anaeróbios ascendentes que o processo anaeróbio ampliou sua perspectiva de aplicação, abrindo assim possibilidade de tratamento direto de águas residuárias, ao contrário dos anteriores, os quais basicamente eram utilizados para material mais particulado e concentrado (FORESTI et al., 1999). Na década de 1970 várias configurações de reatores anaeróbios de alta taxa foram desenvolvidos especialmente para o tratamento de águas residuárias industriais, como leito fluidizado e Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB).

O uso cada vez mais crescente do processo anaeróbio no tratamento de diferentes efluentes líquidos, só foi possível e melhor utilizado a partir da interação com o desenvolvimento e o conhecimento da microbiologia, da bioquímica, da termodinâmica, e da cinética das reações, o que ocasionou a melhoria do desempenho

dos sistemas anaeróbios, permitindo sistemas com maior eficiência na remoção do material orgânico, além do aumento da velocidade de remoção desse material.

A tendência de uso do reator anaeróbio como principal unidade de tratamento biológico de esgoto sanitário deve-se, principalmente, à constatação de que fração considerável do material orgânico (em geral próxima a 70%) pode ser removida, nessa unidade, sem o dispêndio de energia ou adição de substâncias químicas auxiliares. Unidades de pós-tratamento podem ser usadas para a remoção de parcela da fração remanescente de material orgânico, de forma a permitir a produção de efluente final com qualidade compatível as necessidades que se impõe pelos padrões legais de emissão de efluentes e a preservação do meio ambiente (FORESTI et al., 1999).

Para um eficiente funcionamento dos sistemas de tratamento anaeróbios, algumas condições favoráveis devem ser criadas. Em relação ao projeto, o sistema de tratamento deve manter grande massa de bactérias ativas atuando no processo, além de ser necessário um contato intenso entre essa massa bacteriana e o material orgânico presente no afluente. Os parâmetros que mais influenciam a eficiência dos sistemas anaeróbios são: temperatura, pH, nutrientes e cargas tóxicas.

A Figura 3.8 mostra o balanço de massa típico da conversão biológica anaeróbia. Nela observa-se que a maior parte da matéria orgânica biodegradável presente no esgoto é transformada em biogás, cerca de 70 a 90%. Essa parcela deixa o reator na forma gasosa, restando uma pequena parte, cerca de 5 a 15%, para ser constituído no lodo excedente. Além de menor quantidade, o lodo excedente é de mais fácil desidratação (CHERNICHARO,1997).

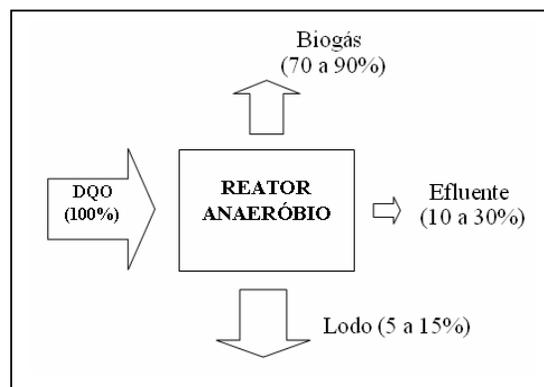


FIGURA 3.8. Conversão Biológica no Sistema Anaeróbio

FONTE: Adaptado de Chernicharo et. Al. (2001)

O baixo custo, a simplicidade operacional e a baixa produção de biomassa conduzem os processos anaeróbios de tratamento de efluentes líquidos, particularmente os reatores de manta de lodo, a uma posição de destaque no Brasil. Outras vantagens são amplamente reconhecidas dessa concepção de sistema de tratamento, conforme ilustrado no Quadro 3.3.

QUADRO 3.3. Vantagens e Desvantagens referentes aos Processos Anaeróbios

VANTAGENS	DESVANTAGENS
- Menor produção de lodo (estabilizado), portanto economia no manejo e destino final deste resíduo dos sistemas de Tratamento.	- Partida do processo lenta, se não for utilizado como inoculo lodo já adaptado.
- Possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como combustível.	- As bactérias anaeróbias são muito suscetíveis a inibição por um grande número de compostos.
- Possibilidade de preservação do lodo anaeróbio ativo, por vários meses.	- Remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória, necessitando de uma etapa de pós-tratamento.
- Tolerância a elevadas cargas orgânicas, aplicadas em condições favoráveis.	
- Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada.	
- Baixo ou nulo consumo de nutrientes.	

3.4.2.1 Aspectos Gerais da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto por várias reações seqüenciais, cada um envolvendo uma população bacteriana específica. Para digestão anaeróbia de material orgânico complexo, como proteínas, carboidratos e lipídeos (a maior parte da composição do material orgânico em águas residuárias é formada por esses grupos), podem distinguir quatro etapas diferentes no processo global de conversão (FORESTI et al.,1999)

- **HIDRÓLISE**

O material orgânico disponível no efluente, em sua maioria, encontra-se na forma particulada, o qual não é assimilado diretamente pelas bactérias. A primeira fase

da digestão anaeróbia consiste na hidrólise do material particulado complexo (carboidratos, proteínas, lipídeos) em material dissolvido simples (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos de cadeias longas e álcoois). Esta conversão do material particulado em material dissolvido é realizada pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, através da ação de exoenzimas.

- **ACIDOGÊNESE**

A partir do material dissolvido, produto da hidrólise, ocorre no interior das células das bactérias fermentativas a conversão destes em compostos mais simples (ácidos orgânicos voláteis, álcoois, ácido láctico, hidrogênio e dióxido de carbono), que são excretados para fora da célula. Os organismos responsáveis por essa etapa são as bactérias fermentativas acidogênicas.

- **ACETOGÊNESE**

Nesta fase, bactérias acetogênicas são responsáveis pela produção do substrato que será utilizado pela metanogênicas, na última fase da digestão. Esse grupo metabólico intermediário oxidam os produtos gerados na fase acidogênica, convertendo-os em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

- **METANOGÊNESE**

A etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas metanogênicas. As metanogênicas utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metano, metilaminas e monóxido de carbono.

Uma representação esquemática e as etapas da digestão anaeróbia são mostradas na Figura 3.9.

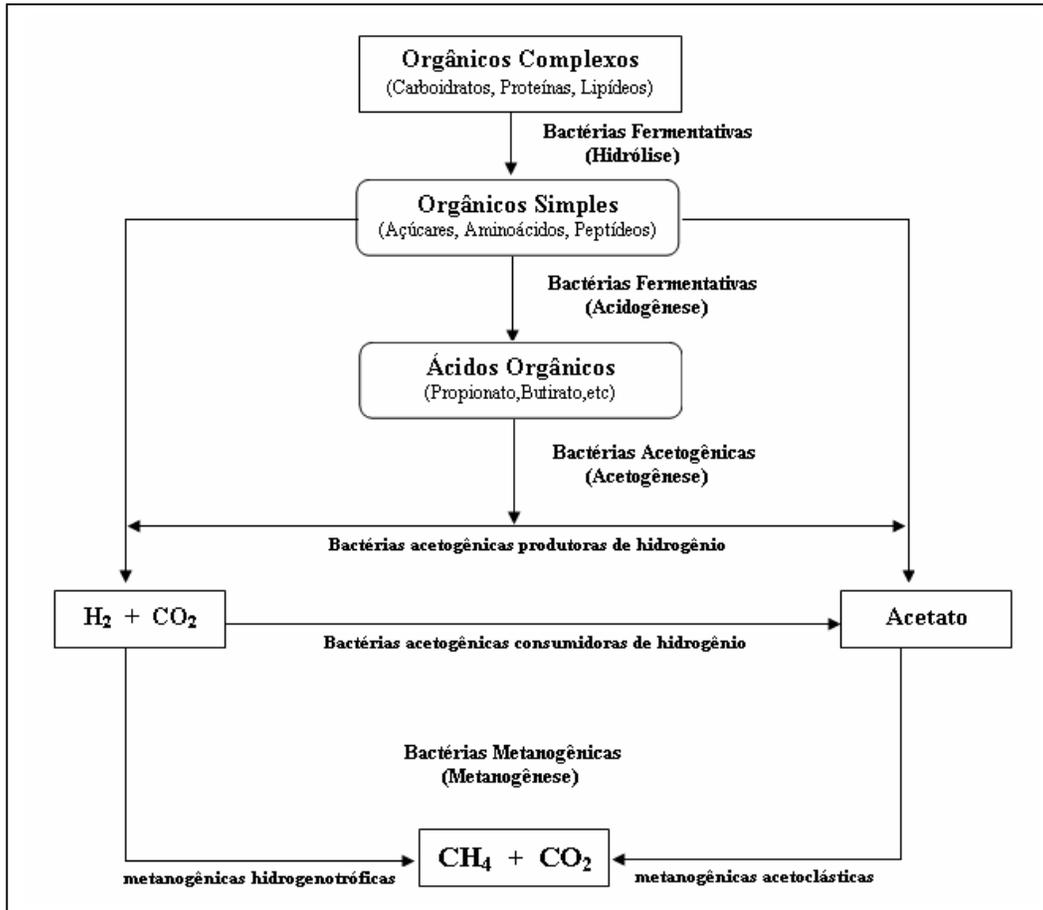


FIGURA 3.9. Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

FONTE: Adaptado de Lettinga et al. (1996) apud Chernicharo (1997)

3.4.2.2 Fatores que Influenciam a Digestão Anaeróbia

O sucesso do processo anaeróbio depende de um ambiente equilibrado entre a população microbiana, que atua na digestão anaeróbia. Este equilíbrio pode ser afetado pela necessidade de nutrientes, pela temperatura, pelo pH e alcalinidade e pela influência de compostos tóxicos.

- Nutrientes

Segundo Campos (1999), nitrogênio(N) e fósforo(P) são os nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P, em relação à matéria orgânica presente, depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta em menor requerimento nutricional.

Além do nitrogênio e do fósforo que são os mais importantes para as atividades metabólicas dos microrganismos, outros macronutrientes fundamentais são enxofre, cálcio, potássio e o magnésio. Entre os micronutrientes essenciais estão o ferro (Fé), níquel (Ni), cobalto (Co), molibidênio (Mo), zinco (Zn). Manganês (Mn) e cobre (Cu).

Segundo Foresti (1989) apud Busato (2004) considera uma relação ótima de DQO:N:P, para operação de reatores anaeróbios, para a maioria dos despejos, de 300 a 500:5:1 e de DQO:S de 500:3, além de considerar importante a presença de Ferro, Cobalto, Molibdênio e Níquel

De acordo com Chernicharo (1997) os esgotos sanitários domésticos, geralmente apresentam todos os nutrientes em concentrações suficientes para o crescimento das bactérias, portanto, sem limitações para o processo de digestão anaeróbia. Uma possível exceção é a disponibilidade de ferro em lodos gerados no tratamento de esgotos domésticos, o que pode limitar a atividade metanogênica durante a degradação destes. Os efluentes industriais, ao contrário, são mais específicos em composição, e podem necessitar de um acréscimo de nutrientes para uma degradação ótima.

- Temperatura

A temperatura tem grande influência no tratamento biológico do esgoto, pois age diretamente no metabolismo dos microrganismos. Os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, dessa forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO,1997).

Segundo Pelczar (1996), citado por Busato (2004), o crescimento dos microrganismos é função de reações químicas as quais são afetadas pela temperatura. O número de divisões celulares por tempo, taxa de crescimento, varia com a espécie, podendo ocorrer em uma faixa muito ampla de temperatura. Entretanto, a taxa ótima de

crescimento encontra-se dentro de uma faixa relativamente limitada. Em temperaturas favoráveis, a taxa dobra a cada aumento de 10°C na temperatura ambiente.

Para Metcalf e Eddy (1991), a temperatura ótima para as atividades bacterianas é na faixa de 25 a 35°C. Campos et al. (1999) relatam que a temperatura afeta diretamente a velocidade específica de utilização do substrato. Na faixa de temperatura entre 20°C e 25°C, esse parâmetro assume valor inferior à metade daquele verificado quando o sistema opera a 35°C.

- pH e Alcalinidade

De acordo com Chernicharo (1997), as bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora possa-se conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem se evitados. O pH ótimo depende do tipo de microrganismos envolvido no processo de digestão, como também do tipo de substrato.

Segundo Metcalf e Eddy (1991), a faixa ótima de pH para o crescimento bacteriano situa-se entre 6,5 e 7,5. Segundo Marçal Junior (2006), os principais indicadores de distúrbios nos processos anaeróbios são o aumento na concentração de ácidos voláteis, aumento da porcentagem de CO₂ no biogás, diminuição do pH, diminuição na produção total de gás e diminuição na eficiência do processo.

A importância da alcalinidade é manter o sistema sempre em equilíbrio, para que não varie o pH mesmo com produção de H⁺. A alcalinidade total de um sistema é a soma das alcalinidades devida ao bicarbonato (AB) e aos próprios ácidos voláteis (AV) (Marçal Junior, 2006). Nos processos anaeróbios os dois principais fatores que afetam o pH são o ácido carbônico e os ácidos voláteis. Na faixa de pH entre 6,0 e 7,5 a capacidade de tamponamento do sistema anaeróbio é quase completamente dependente do sistema carbônico/alcalinidade, o qual, em equilíbrio com a dissociação do ácido carbônico, tende a regular a concentração do íon hidrogênio (CHERNICHARO, 1997).



▪ Compostos Tóxicos

A adequada degradação de materiais orgânicos por qualquer processo biológico depende da manutenção de um ambiente favorável para os microrganismos incluindo o controle ou a eliminação dos materiais tóxicos. Uma vez que qualquer composto quando presente em concentrações suficientemente elevadas pode ser tóxico, a toxicidade deve ser discutida em termos de níveis tóxicos ao invés de materiais tóxicos (CHERNICHARO, 1997).

Os compostos orgânicos podem ter diferentes efeitos sobre as bactérias, podem ser bactericida quando as bactérias não se adaptam a determinadas concentrações do tóxico e bacteriostático quando se adaptam a determinadas concentrações de tóxico. (MARÇAL JUNIOR, 2006)

Ainda segundo o autor, além da aclimatação, outra maneira de combater os compostos tóxicos é o antagonismo, onde produtos tóxicos são anulados na presença de outros. Como exemplar o sódio e potássio que se anulam, diminuindo o efeito tóxico dos dois. Precipitação do sulfeto é a maneira de combater os metais pesados.

Segundo Vance (2002) a toxicidade de metais é definida pela sua concentração, pela espécie química do metal, pelo pH e Eh do ambiente, pelo tipo de sistema envolvido (isto é, aeróbio ou anaeróbio) e ainda pelo potencial de adaptação das bactérias ao metal.

Ainda de acordo com Vance (2002), a lista abaixo apresenta as concentrações em que determinados compostos se tornam tóxicos. Nos exemplos citados, o valor mais baixo representa inibição da atividade microbiana e o maior valor representa uma concentração que fatal à atividade microbiana.

- mg/L de cobre: 0,01 a 20;
- mg/L de zinco 0,3 a 10;
- mg/L de cádmio: 0,1 a 20;
- Cromo: 25 mg/L – inibição;
- mg/L de cobalto: 0,3 a 10;
- mg/L de mercúrio: 0,01 a 20.

3.4.2.3 Atividade Metanogênica Específica (AME)

A atividade metanogênica específica (AME) pode ser definida como a capacidade de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás (AQUINO et. al., 2007).

Segundo Chernicharo (1997) o teste de atividade microbiana pode ser utilizado, como uma análise de rotina, para quantificar a atividade metanogênica de lodos anaeróbios ou, ainda, numa série de outras aplicações, como:

- para avaliar o comportamento da biomassa sob o efeito de compostos potencialmente inibidores;
- para estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos;
- para determinar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo, proporcionando uma aceleração do processo de partida de sistemas de tratamento;
- para avaliar parâmetros cinéticos.

Como não há, até o momento, uma padronização para o teste da AME, cada grupo de pesquisa usa uma metodologia mais viável e apropriada para o seu trabalho. Dessa forma, as diferentes metodologias e condições experimentais podem conduzir a resultados de AME também diferentes, difíceis de serem comparados entre si. Nesse sentido, o entendimento de Aquino et al (2007) e de que os resultados obtidos a partir de cada um dos métodos devam ser utilizados mais como base relativa de comparação em cada local em que vier a ser aplicado e levando-se em conta ainda o objetivo principal de aplicação do resultado (CHERNICHARO, 1997; AQUINO, et. al., 2007).

A partir de quantidades conhecidas de biomassa (gSSV) e de substrato (gDQO), sob condições pré- estabelecidas, verifica-se a produção de metano ao longo do período de teste. A AME é então calculada pela taxas de produtividade máxima de metano ($\text{mL CH}_4/\text{gSVT.h}$ ou $\text{DQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSV/d}$). A conversão de mL CH_4 em g DQO_{CH_4} é feita de acordo com as Equações 3.18 e 3.19 (CHERNICHARO, 1997):

$$V_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (\text{Eq. 3.18})$$

onde:

V_{CH_4} = volume de metano produzido (L);

DQO_{CH_4} = carga de DQO removida no reator e convertida em metano (gDQO);

$K(t)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator (g DQO/L)

$$K(t) = \frac{P \times K}{R \times (273 + t)} \quad (\text{Eq. 3.19})$$

onde:

P = pressão atmosférica (1atm)

K = DQO correspondente a um mol de CH_4 (64 g DQO/mol)

R = constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.°K)

T = temperatura operacional do reator

3.4.3 Reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

Os estudos referentes à implantação dos Reatores de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) no tratamento de esgotos sanitários, tiveram sua origem na Holanda, na década de 1970, pela equipe do Prof. Lettinga, na Universidade de Wageningen, onde foram denominados de Reatores UASB.

No Brasil, outras denominações são utilizadas na identificação desse tipo de reator, como DAFA (digestor anaeróbio de fluxo ascendente), RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente), RALF (reator anaeróbio de leito fluidizado). Porém, essa diversidade na nomenclatura deste reator, tem resultado na denominação muitas vezes incorreta, pelo público, dos diferentes tipos de reatores anaeróbios. Através do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB – o qual desenvolve uma ampla pesquisa em reatores anaeróbios, a utilização da sigla UASB vem sendo disseminada, como forma de uniformizar sua denominação.

Segundo Jordão & Pessoa (1995) os processos anaeróbios com UASB conseguem um elevado tempo de retenção de sólidos, diminuindo a quantidade de lodo

a ser descartado e um reduzido tempo de detenção hidráulica, tornando menor a demanda de área desta alternativa.

Segundo Chernicharo (1997), estima-se que existam atualmente mais de 300 reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgotos domésticos no Brasil, a maioria deles localizada nos estados do Paraná e da Bahia. Existem ainda relatos de outros em operação em diversos estados, particularmente em Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Pará, Paraíba, São Paulo e Distrito Federal.

O reator UASB é constituído basicamente de um tanque onde, na parte superior, localiza-se o separador trifásico (sólido/ líquido/gás), que confere ao sistema elevada capacidade de retenção de sólidos, biomassa ativa, e favorece a saída dos gases. O sistema de alimentação é por fluxo ascendente sendo muito importante sua uniformidade. O afluente ao entrar em contato com o lodo biológico (manta de lodo), sofre as reações necessárias ao seu tratamento. O efluente sai do sistema por escoamento em calhas coletoras distribuídas no topo do reator. Já o gás produzido é encaminhado através de placas defletoras do separador trifásico para a saída no alto do reator. A Figura 3.10 apresenta um desenho esquemático de um reator UASB.

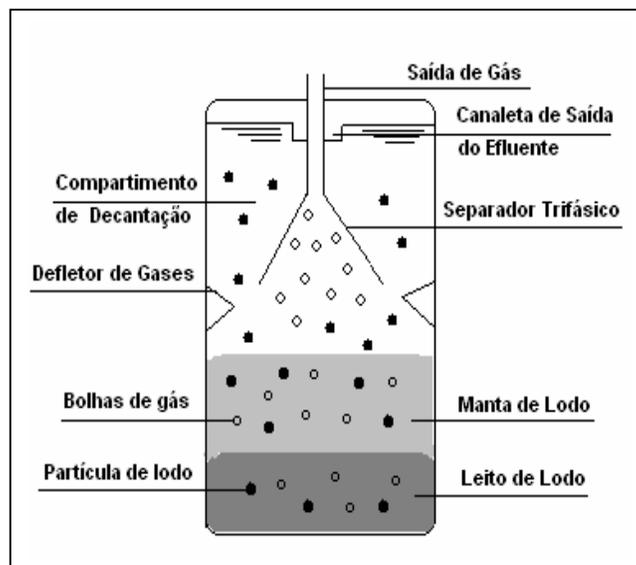


FIGURA 3.10. Desenho esquemático de um UASB

FONTE: Adaptado de Chernicharo (1997)

Segundo Campos et al. (1999), o processo anaeróbio por meio de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) apresentam inúmeras

vantagens em relação processos aeróbios convencionais. Principalmente quando aplicado em locais de clima quente apresentam as seguintes características:

- Sistema compacto, com baixa demanda de área.
- Baixo custo de implantação e de operação.
- Baixa produção de lodo.
- Baixo consumo de energia.
- Satisfatória eficiência de remoção de DBO e DQO, da ordem de 65% a 75%.
- Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralizações.
- Elevada concentração do lodo excedente.
- Boa desidratabilidade do lodo.

3.4.3.1 Critérios e parâmetros de projeto

O sucesso de qualquer processo anaeróbio, especialmente os de alta taxa, depende fundamentalmente da manutenção dentro dos reatores, de uma biomassa adaptada com elevada atividade microbológica e resistência a choques. Um dos aspectos mais importantes do processo anaeróbio através de reatores de manta de lodo é sua sedimentação. Para que isto ocorra, diversas medidas devem ser observadas em relação ao projeto e à operação do sistema.

Os critérios de projeto para reatores UASB tratando efluentes de natureza doméstica ou industrial, são (CHERNICHARO,1997):

- **Carga Orgânica Volumétrica (COV):** quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada ao reator, por unidade de volume do mesmo;

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V} \quad (\text{KgDQO/m}^3 \cdot \text{d}) \quad (\text{Eq. 3.20})$$

onde:

Q = vazão (m³/d)

S = concentração de substrato afluente (KgDQO/m³)

V = volume total do reator (m³)

Conhecendo-se a vazão e a concentração do esgoto afluyente e admitindo-se uma determinada carga orgânica volumétrica (COV) de projeto, o volume do reator é calculado pelo rearranjo da Equação 3.20, sendo dado pela Equação 3.21.

$$V = \frac{Q \times S}{COV} \quad (\text{Eq. 3.21})$$

As cargas orgânicas adotadas nos projetos de estações em escala plena têm sido via de regra inferiores a 15 KgDQO/m³. Para o caso de tratamento de esgotos de baixa concentração (esgotos domésticos), a carga orgânica não é fator limitante, uma que a mesma é quase sempre inferior a 2,5 – 3,0 KgDQO/m³, considerando o volume total do reator. (CHERNICHARO et al., 2001)

▪ **Carga Hidráulica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica:** quantidade de afluyente (em volume) aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume deste;

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}) \quad (\text{Eq. 3.22})$$

onde:

Q = vazão (m³/d)

V = volume total do reator (m³)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o inverso da carga hidráulica volumétrica;

$$TDH = \frac{1}{CHV} \quad (\text{d}) \quad (\text{Eq.3.23})$$

Estudos experimentais demonstraram que a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar o valor 5,0 m³/m³.d, o que equivale a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,8 horas (CHERNICHARO,1997).

O parâmetro tempo de detenção hidráulica é de fundamental importância, por estar diretamente relacionado com a velocidade do processo de digestão anaeróbia, o que por sua vez depende do tamanho do reator. Para temperaturas médias próximas de 20°C, o tempo de detenção hidráulica pode variar de 6 a 16 horas, dependendo do tipo de despejo (CHERNICHARO,1997).

Ainda segundo Chernicharo (1997), para esgotos domésticos sendo tratados na faixa de temperatura em torno de 20°C, tem-se adotado tempos de detenção hidráulica da ordem de 8 a 10 horas para a vazão média. Na Tabela 3.3 são apresentados algumas diretrizes para estabelecimento desse parâmetro.

TABELA 3.3. Tempos de detenção hidráulica em reatores UASB

Temperatura do esgoto(°C)	Tempo de detenção hidráulica (h)	
	Média Diária	Mínimo (durante 4 a 6h)
16 -19	> 10 – 14	> 7- 9
20 – 26	> 6 - 9	> 4 – 6
> 26	> 6	> 4

FONTE: Chernicharo (1997)

No projeto de construção do reator UASB tratando esgotos de baixa concentração, o dimensionamento é feito pelo critério de carga hidráulica e não pela carga orgânica.

- **Velocidade de Fluxo Ascendente**

O sistema de alimentação e o movimento ascendente das bolhas do biogás devem ser capazes de garantir uma boa agitação na manta de lodo, favorecendo um contato direto entre o substrato e a biomassa ativa. No tratamento de efluentes com baixa concentração de substrato (DQO < 1000 mg/L) como, por exemplo, esgoto sanitário, a produção do biogás é insuficiente, não garantindo a mistura da fração líquida dentro da zona de digestão. Nestes casos, o parâmetro que passa a ser limitante no projeto é a velocidade de fluxo ascendente (v), sendo calculada da seguinte forma:

$$v = \frac{Q}{A} \quad (\text{m/h}) \quad (\text{Eq. 3.24})$$

onde:

Q = vazão (m³/h)

A = área da seção transversal do reator (m²)

Velocidades de fluxo ascendente muito elevadas podem provocar o arraste excessivo de partículas do lodo, levando a diminuição da eficiência do sistema, portanto devem ser evitadas. A velocidade superficial máxima no reator depende do tipo de lodo presente e das cargas aplicadas (CHERNICHARO,1997).

Para CHERNICHARO et al. (2001), reatores operando com lodo floculento e carga orgânica de até 5,0 a 6,0 Kg DBO/m³.d, devem ter velocidades ascensionais na ordem de 0,5 a 0,7 m/h. sendo tolerados picos temporários, durante 2 a 4 horas, de até 1,5 a 2,0 m/h.

Para reatores operando com lodo tipo granular, as velocidades podem ser maiores, podendo alcançar 10 m/h. Para reatores tratando esgoto doméstico, são recomendadas as velocidades ascendentes, apresentadas na Tabela 3.4.

TABELA 3.4. Velocidades ascendentes recomendadas para o projeto de reatores UASB tratando esgoto doméstico.

Vazão afluyente	Velocidade ascendente (m/h)
Vazão Média	0,5 – 0,7
Vazão Máxima	0,9 – 1,1
Picos de vazão*	< 1,5

*Picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas.

FONTE: Adaptado de Lettinga e Hushoff (1995), citado por Chernicharo (1997)

Para as velocidades ascendentes e os tempos de detenção hidráulica recomendados para projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos, verifica-se a altura de reator da ordem de 3 a 6 metros, para temperatura variando entre 20°C e 26°C.

- **Sistema de Distribuição da Alimentação**

Para garantir uma boa eficiência dos reatores UASB o sistema de distribuição da alimentação, localizado no fundo do reator, deve ser o mais uniforme e homogêneo possível de forma a prevenir caminhos preferenciais pelo substrato causando curtos-circuitos.

Nos esgotos de baixa concentração (como esgoto doméstico) e/ou com baixas temperaturas, a distribuição é particularmente importante, uma vez que nessas condições onde a COV aplicada é geralmente baixa a produção de biogás pode ser insuficiente para promover uma mistura adequada.

- **Separador Trifásico - Sólido/Líquido/Gás**

Uma das vantagens apresentadas pelos reatores anaeróbios é um elevado tempo de retenção de sólidos, o que diminui a quantidade de lodo a ser descartado e garante um reduzido tempo de detenção hidráulica. Nos reatores UASB isso é conseguido através do separador trifásico (gás/sólido/líquido). O sistema é composto de placas defletoras de gás, projetada de forma a proporcionar a passagem do gás pela área de decantação e o encaminhamento eficiente deste para a área de acúmulo. Segundo Lettinga (1980), o ângulo das placas defletoras do separador interno deve estar entre 50° e 60°. Além disso, a abertura de passagem entre as placas deve proporcionar uma velocidade de escoamento do líquido de, no máximo, 2 a 3 m/h, o que permite o retorno do lodo decantado no separador interno à zona de reação (RIZZO et al., 2004).

- **Partida do Processo**

A partida de reatores anaeróbios pode ser definida como o período transiente inicial, marcado por instabilidades operacionais. A partida pode ser conseguida de três formas distintas (CHERNICHARO et al., 2001):

⇒ Inoculando o reator com lodo adaptado ao esgoto a ser tratado: a partida do sistema procede-se de forma rápida e satisfatória;

⇒ Inoculando o reator com lodo não adaptado ao esgoto a ser tratado: a partida do sistema passa por um período de adaptação, incluindo uma fase de seleção microbiana;

⇒ Sem a utilização de lodo de inóculo: esta é a forma mais lenta de partida do reator, uma vez que o reator será inoculado com os próprios microrganismos presentes nos esgotos. Devido a baixa concentração dos microrganismos no esgoto, o tempo demandado para a retenção e seleção de uma elevada massa bacteriana pode ser bastante prolongado (da ordem de 3 a 4 meses).

A partida dos bioreatores anaeróbios é normalmente problemática, pois a taxa de crescimento das bactérias anaeróbias é pequena e as reações envolvidas são complexas. Para assegurar o sucesso da aplicação dos processos anaeróbios alguns procedimentos devem ser tomados durante a partida:

⇒ Quanto à inoculação, o lodo de inóculo deve ser descarregado no fundo do reator evitando turbulências e contato excessivo com o ar. O lodo deverá ficar em repouso por um período aproximado de 12 a 24 horas, para adaptação à temperatura ambiente.

⇒ Quanto à alimentação com esgotos, após o período de repouso do lodo, o reator deverá ser alimentado com o esgoto até metade de seu volume útil, ficando sem alimentação por 24 horas. Após este tempo continuar a alimentação, até que o mesmo atinja o seu volume total, novamente deixar o reator sem alimentação por mais 24 horas. Seguida às 24 horas propiciar a alimentação contínua com um aumento gradual da vazão afluyente, até atingir as de projeto.

⇒ Um programa de monitoramento de rotina deverá ser implantado logo nas primeiras horas da inoculação do reator.

De acordo com Chernicharo et al. (2001), para um programa de monitoramento do processo de tratamento deve ser definida a rotina de coleta de amostras e os parâmetros físico-químicos a serem analisados. O Quadro 3.4 apresenta um programa de monitoramento adotado durante a partida do reator de manta de lodo da cidade de Itabira, MG.

QUADRO 3.4. Programa de monitoramento de um reator UASB durante a partida

Parâmetro	Unidade	Pontos e Frequência de Amostragem		
		Afluente	Reator	Efluente
Produção de biogás	(m ³ /d)	-	diária	-
Composição do biogás	(%CH ₄)	-	semanal	-
Temperatura	(°C)	diária	diária	-
pH	-	diária	diária	-
Alcalinidade bicarbonato	(mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
Ácidos voláteis	(mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
Sólidos Suspensos	(mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
Sólidos Totais	(mg/L)	-	mensal	-
Sólidos voláteis Totais	(mg/L)	-	mensal	-
Sólidos sedimentáveis	(mg/L)	diária	-	diária
DQO total	(mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
DQO filtrada	(mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
DBO total	(mg/L)	1 x semana	-	1 x semana
Nitrogênio total (NTK)	(mg/L)	quinzenal	-	quinzenal
Fósforo total	(mg/L)	quinzenal	-	quinzenal
Atividade metanogênica específica	(gDQO/gSSV.d)	-	quinzenal	-

FONTE: Adaptado Chernicharo et al. (1999)

Rumpf ande Ferguson (1990), operaram um reator UASB em escala de laboratório para o tratamento do chorume, onde obtiveram uma remoção de DQO solúvel entre 91 a 97%, chegando a operar o reator com carga orgânica de até 9,4 KgDQO/m³.dia. Os autores verificaram também a remoção de metais como ferro (98%), cádmio (100%), cromo (100%), cobre (100%), chumbo (100%) e zinco (99%) retidos no interior do reator causando problemas operacionais, tais como entupimento das linhas de alimentação e distribuição, incrustações no interior do reator, perda da atividade de lodo biológico, e aumento excessivo da densidade do lodo.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Dados Gerais da Universidade Federal de Ouro Preto

A Universidade Federal de Ouro Preto (UFPO) possui três campi, sendo o principal o campus do Morro do Cruzeiro localizado na cidade de Ouro Preto do Estado de Minas Gerais, na latitude 20°23'53.63'' Sul e longitude 43°30'25.10 Oeste. (FONTE, Google Earth).

A cidade de Ouro Preto se distancia 98 Km de Belo Horizonte, na Serra do Espinhaço, na Zona Metalúrgica de Minas Gerais (Quadrilátero Ferrífero), e sua altitude é em torno de 1.116 metros acima do nível do mar.

Clima tropical de altitude. Com temperaturas entre 6 e 28 graus centígrados, em junho e julho podendo chegar a 2 graus centígrados Pluviosidade média de 2.018 mm/ano, com distribuição irregular. Chuvas concentradas no verão.

Ouro Preto está sob a Bacia do São Francisco, sendo seus principais rios: nascentes do Rio das Velhas e Ribeirão Funil.

O campus do Morro do Cruzeiro da UFOP possui área construída de 55.343 m², sendo que 10.188 m² é a área ocupada por 140 laboratórios e 6.315 m² a área ocupada por 106 salas de aula. A área construída do campus possui atualmente 14 prédios, e encontra-se em expansão com a construção de pelo menos mais 2 prédios (Escola de Farmácia e Medicina, Prédio do Direito). A Figura 4.1 apresenta a projeção do campus Morro do Cruzeiro acrescida da rede de esgotamento.

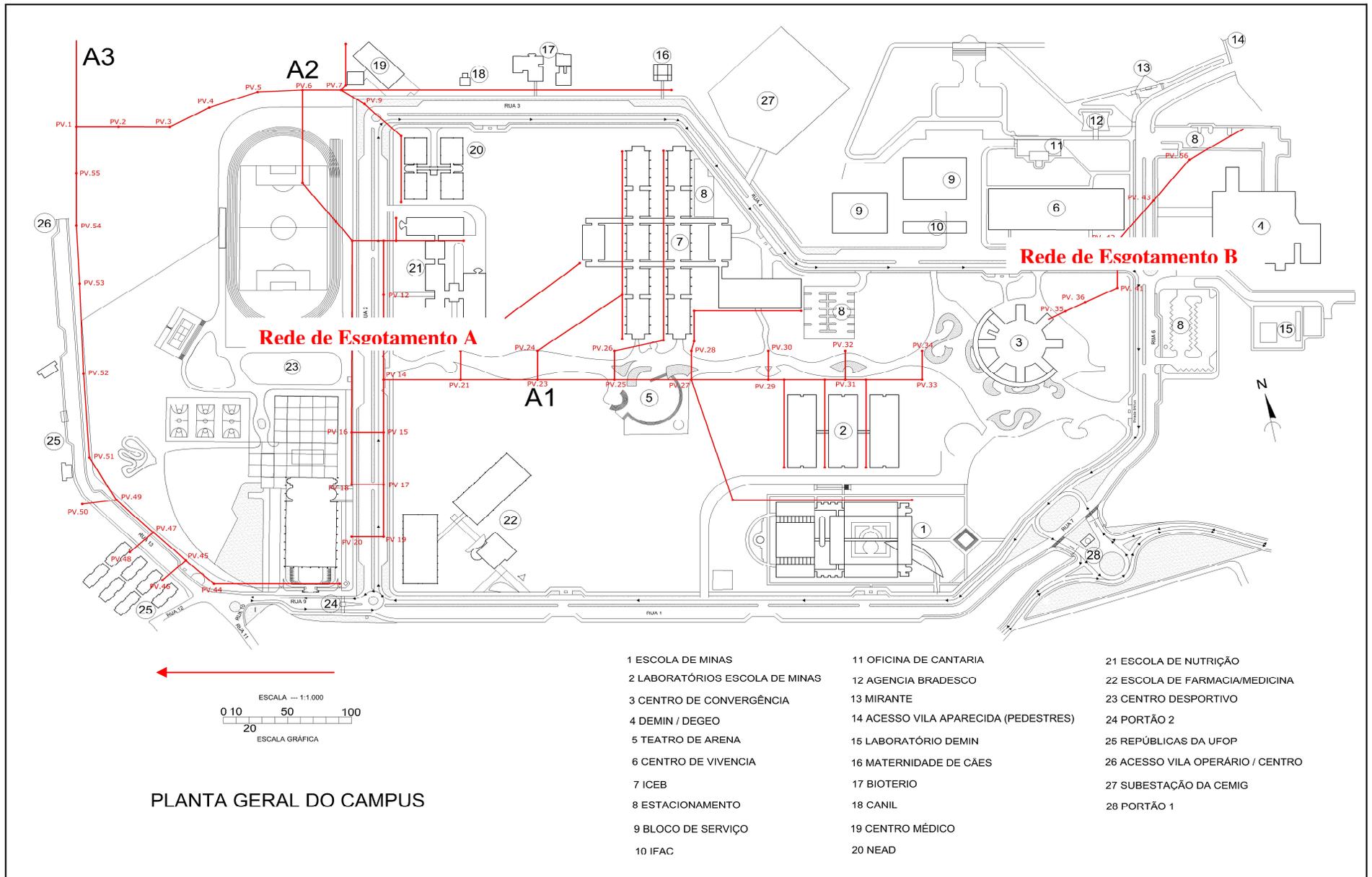


FIGURA 4.1 Campus Morro do Cruzeiro – UFOP, acrescido da Rede de Esgotamento.

A rede de esgotamento atende uma população flutuante de 4350 alunos, 551 funcionários e 731 professores totalizando 5632 pessoas.

A extensão da rede de esgotamento sanitário da UFOP é de aproximadamente 1900 m. A área é dividida em 2 (duas) bacias de esgotamento, sendo definidas como:

- Rede de Esgotamento A: com extensão de rede coletora de aproximadamente 1600 m, recebendo esgoto dos prédios 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 22, 30 e 31, conforme Figura 4.1.
- Rede de Esgotamento B: com extensão de rede coletora de aproximadamente 300 m, recebendo esgoto dos prédios 2, 4 e 7.

A parte experimental deste trabalho divide-se em cinco etapas. A descrição de cada etapa é apresentada no Quadro 4.1.

QUADRO 4.1 Descrição das etapas de trabalho.

ETAPA	DESCRIÇÃO
I	Caracterização Físico-Química pontual da rede de esgotamento
II	Caracterização Quantitativa do Esgoto – Medição de vazão
III	Ensaio de Biodegradabilidade aeróbios e anaeróbios do esgoto
IV	Construção do reator UASB – Escala de laboratório
V	Monitoramento do reator UASB

4.2 Caracterização Qualitativa Pontual do Esgoto Produzido - ETAPA I

Para avaliar a presença de metais pesados advinda de laboratórios de pesquisa e ensino de química, ciências biológicas, bem como de atividades de biotério, canil e posto de saúde, foram caracterizados os efluentes correspondentes a estas atividades. Também nesta fase, foi realizada a caracterização do Córrego do Funil, receptor de todo o esgoto gerado pela UFOP. A Bacia de esgotamento sob estudo foi a bacia A, a qual recebe em torno de 84% do esgoto do campus Morro do Cruzeiro.

Foram coletadas amostras de três pontos na rede coletora, denominados de **A1**, **A2**, e **A3**. Os pontos de coletas podem ser observados na Figura 4.1, referentes às seguintes contribuições de esgotos:

- Ponto de coleta **A₁**: recebe contribuições do prédio 11, referente ao Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, onde se encontra o maior número de laboratórios

de ensino e pesquisa, entre eles, laboratórios de química orgânica e inorgânica, laboratório de biologia molecular, etc.

- Ponto de coleta A₂: recebe contribuições dos prédios 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19 e 20. Esgoto referente aos prédios: bloco de serviços, ICEB, Maternidade de cães, biotério, canil, posto de saúde, escola de Nutrição, centro desportivo, escola de minas, laboratórios da Escola de Minas.
- Ponto de coleta A₃: recebe contribuições advindas do Ponto A₂, acrescido das contribuições do prédio 22, referentes às Repúblicas da UFOP.

Um quarto ponto foi amostrado a montante do lançamento do esgoto do campus da UFOP no Ribeirão do Funil, sendo denominado ponto **A4**. Uma amostragem a jusante do lançamento do esgoto da UFOP estava previsto, porém esta não foi realizada devido às dificuldades de acesso ao local de coleta.

As amostras coletadas foram pontuais, tendo sido coletadas nos horários de maior atividade do campus, ou seja, nos horários de aulas, entre às 9:00 e 11:00 horas, de acordo com o levantamento realizado junto à pro – reitoria de graduação da UFOP. As coletas foram realizadas nos dias: 10/10/2005, 06/02/2006, 14/02/2006, 14/03/2006 e 14/04/2006.

A coleta das amostras foi de forma manual, utilizando coletor adaptado para coleta em poços de visitas. As amostras foram acondicionadas em caixa de isopor contendo gelo, mantendo a temperatura de aproximadamente 4°C.

4.2.1 Procedimento de Análise dos Parâmetros

Os parâmetros analisados para a caracterização pontual das amostras A1, A2, A3 e A4 foram realizados nos laboratórios de pesquisas de análises de água e esgoto, salas 62 e 64 do ICEB II, seguindo as metodologias do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APPHA, 1998). Os parâmetros analisados foram:

- DBO total: realizado pelo método da DBO de 5 dias sendo que o OD determinado por oxímetro, modelo O₂ – METER CG 867. (Método 5210 B – Standard Methods 20ª edição)
- DQO total: realizado pela digestão da amostra com dicromato de potássio, seguida de determinação colorimétrica no espectrofotômetro MERCK SQ 118. (Método Colorimétrico 5220 D Standard Methods 20ª edição)

- Sólidos Suspensos Totais (SST): análise realizada pelo método gravimétrico, pelo qual uma amostra é filtrada em um filtro de fibra de vidro modelo AP 40 Millipore. (Método 2540 D Standard Methods 20° edição)
- Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃): realizado pelo método titulométrico no qual o nitrogênio amoniacal é separado da amostra por evaporação através de um destilador. A amônia é recolhida em ácido bórico e determinada por titulação com solução padrão de ácido sulfúrico. (Método Titulométrico 450- NH₃ Standard Methods 20° edição)
- Nitrogênio Total Kjeldahl (N-NTK): somatória do nitrogênio amoniacal com o nitrogênio orgânico, sendo esse último analisado através do método macro-kjeldahl 4500 – N_{org} B (Standard Methods 20° edição).
- Fósforo total (P): realizado pelo método colorimétrico utilizando cloreto estanoso Método Colorimétrico 4500 - P D Standard Methods 20° edição)
- pH: medição realizada em campo. Método eletrométrico/potenciométrico (4500- H⁺ B Standard Methods 20° edição).
- Condutividade: medição realizada em campo com o equipamento marca Schott Gerat, modelo CG 859.
- OD: Medida realizada em campo pelo equipamento O₂ – METER CG 867. Apenas medição no ponto A4.
- Metais: os seguintes metais foram analisados: Al, Ba, Fe, Mn, Sr, Cu, Zn, Ca, Mg, Na, K, Be, Cd, Cr e Ni . A determinação dos metais foi realizada em Equipamento – Espectrofotômetro de Emissão Atômica com fonte Plasma, Marca – Spectro / Modelo – Ciro CCD com Visão Radial, pelo laboratório de Geoquímica Ambiental, do Departamento de Geologia.

4.3 Caracterização Quantitativa do Esgoto – ETAPA II

O sistema de esgotamento sanitário do campus do Morro do Cruzeiro é do tipo sistema separador, o qual os esgotos sanitários e as águas de chuva são conduzidos ao seu destino final, em canalizações separadas. Contudo, atualmente o esgoto final do campus está sendo lançado no canal (aberto) de águas pluviais, possuindo uma extensão de aproximadamente 165 m. A Figura 4.2 mostra o lançamento incorreto do esgoto do campus no canal de águas pluviais.



FIGURA 4.2 Registro fotográfico do lançamento do esgoto da UFOP no canal receptor de águas pluviais.

A Figura 4.3 mostra o ponto de lançamento do esgoto e o Córrego do Funil, receptor do esgoto da UFOP.

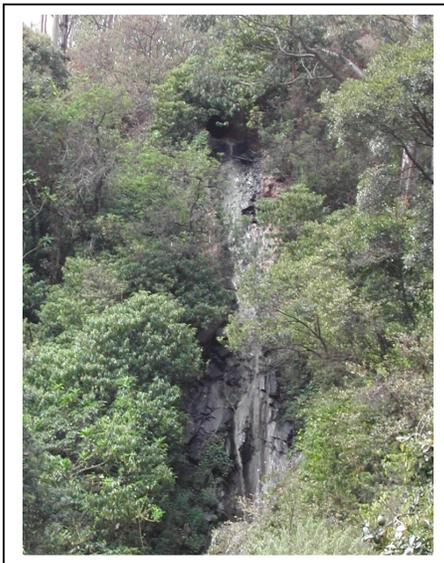


FIGURA 4.3 Registro fotográfico do lançamento do esgoto no Córrego do Funil.

Portanto, para medição da vazão foi construído no canal de águas pluviais, por onde escoava o esgoto, antes de ser lançado no Ribeirão do Funil, um vertedor Triangular como mostrado na Figura 4.4.



FIGURA 4.4 Registro Fotográfico do Vertedor Triangular

Utilizando uma régua de boa precisão obteve-se a altura da lamina vertente (H), e através da Equação 4.1 definida para vertedor triangular com ângulo de abertura 90°, calculou-se a vazão. O vertedor foi aferido pelo método direto utilizando um balde de volume calibrado e cronômetro.

$$Q = 1,4H^{5/2} \quad (\text{Eq. 4.1})$$

Para obtenção de um hidrograma de vazão diária, foram realizadas medidas no vertedor de segunda a sábado, nos seguintes horários: 6:00, 8:00, 10:00, 12:00, 14:00, 16:00 e 18:00. Sendo essas medidas realizadas em duas semanas, uma no período de aulas, e outra no período de férias.

4.4 Ensaios de Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia - ETAPA III

Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia do esgoto do campus da UFOP foram realizados com as seguintes finalidades:

- Avaliação efetiva da facilidade de degradação biológica do esgoto;

- Para avaliar o comportamento de biomassas (aeróbia e anaeróbia) sob o efeito de possíveis compostos inibidores.
- Para estabelecer o grau de degradabilidade do esgoto.
- Para determinar a carga máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo, proporcionando uma aceleração do processo de partida de sistema de tratamento;
- Para avaliar parâmetros cinéticos.

4.4.1 Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia

Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia foram realizados simulando o processo de lodos ativados, em sistema batelada. A Figura 4.5 representa esquematicamente o sistema de tratamento laboratorial.

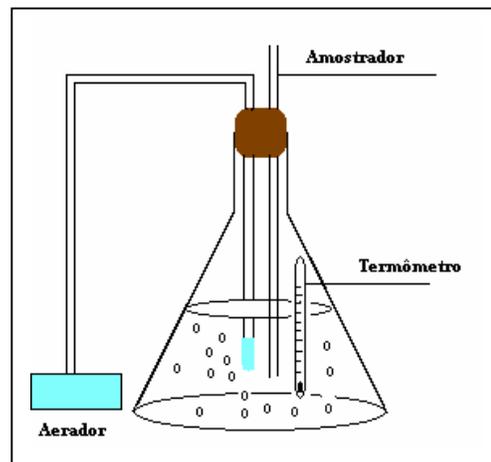


FIGURA 4.5 Representação esquemática do sistema do Ensaio Aeróbio

Como reator foi utilizado um erlenmeyer de 2 litros, tendo na boca uma rolha de cortiça perfurada para adaptar dois tubos de vidro conectado em cada orifício uma mangueira, para retirada da amostra e para alimentação de ar. O equipamento utilizado para aeração contínua foi um compressor de ar tipo de aquário, Marca Angel, a fim de garantir uma concentração de pelo menos 2mg/L de oxigênio dissolvido no sistema. Para controle da temperatura a 25°C o sistema foi mantido em equipamento Banho Maria Modelo THERMOMIX[®]MM.

O reator laboratorial foi inoculado com lodo aeróbio de um sistema de Lodos Ativados proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto Arrudas, tratando esgoto doméstico da cidade de Belo Horizonte.

Após a coleta, o lodo foi acondicionado em recipiente de plástico e transportado no mesmo dia para o laboratório 62 do ICEB II, onde foram caracterizados através dos seguintes parâmetros: Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos, Sólidos Suspensos Voláteis, de acordo com o método 2540 D do Standart Methods, já descrito no item 4.2.1.

O efluente utilizado para realização do teste de biodegradabilidade aeróbio foi amostra referente ao ponto A3 (esgoto final da bacia de esgotamento em estudo). Foram analisadas amostras compostas, com coletas individuais nos horários de 9:30, 10:30 e 15:30. Os horários das coletas foram definidos em função dos horários de maior atividade nos laboratórios. As alíquotas eram acondicionadas em recipiente de plástico e conservadas em caixa de isopor com gelo, mantidas sob refrigeração a 4°C. No final das coletas a amostra composta era encaminhada para o laboratório 62 do ICEB II e caracterizada através dos seguintes parâmetros: pH, Alcalinidade, DQO total, DQO filtrada, DBO total, DBO filtrada, SST, de acordo com o Starndad Methods, conforme descrito no item 4.2.1.

Após caracterização do esgoto em termos de DQO e do lodo em termos de SSV, calculou-se as quantidades de esgoto e lodo em cada ensaio, de forma a estabelecer a relação Alimento(esgoto)/Microorganismo(lodo) igual a 0,5. A relação A/M foi calculada por meio da Equação 4.2.

$$\frac{A}{M} = 0,5 \quad (\text{Eq. 4.2})$$

onde:

A = concentração inicial de substrato, mg DQO/L;

M = concentração inicial de microrganismos, mg SSV/L

Durante os ensaios, a temperatura dos ensaios foi mantida constante a 25°C, em Banho Maria. Alíquotas de 15mL eram retiradas em intervalos determinados que variaram com a relação substrato/biomassa, centrifugadas em equipamento EXCELSA

BABY II, modelo 206 -R em 4000 rpm, por 5 min. Em seguida, filtradas em membrana de fibra de vidro, modelo millipore AP 40, para caracterização da DQO filtrada e SSV.

4.4.2 Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia

O ensaio utilizado para avaliar a biodegradabilidade anaeróbia do esgoto da UFOP foi similar ao teste da atividade metanogênica específica (AME). O objetivo do teste foi avaliar o comportamento da degradação anaeróbia da matéria orgânica presente no esgoto do campus utilizando como inóculo a biomassa do lodo de um reator UASB, resultando em parâmetros cinéticos que serão utilizados para determinar parâmetros de projeto para implantação de um sistema de tratamento de esgoto.

Foi utilizado lodo anaeróbio de um Reator UASB proveniente da ETE Experimental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG – COPASA), situada na Estação de Tratamento de Esgoto Arrudas, tratando esgoto doméstico da cidade de Belo Horizonte.

Após a coleta, o lodo foi acondicionado em recipiente de plástico e transportado no mesmo dia para o laboratório 62 do ICEB II, onde foram caracterizados através dos seguintes parâmetros: pH, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos, Sólidos Suspensos Voláteis, de acordo com o método 2540 D do Standart Methods, já descrito no item 4.2.1.

A amostra de esgoto final do campus (A3) foi coletada e caracterizada como descrito no item 4.2.1, para os parâmetros: DQO e SST.

Para realização do teste, foram seguidos os procedimentos revisados por Aquino et al. (2007), com algumas adaptações, utilizando frascos tipo antibiótico de volume 250 mL, mantidos em temperatura 35°C em equipamento de Banho Termostatizado modelo THERMOMIX[®] MM. A Figura 4.6 apresenta o equipamento utilizado no ensaio contendo os frascos para AME.



FIGURA 4.6 Frascos de reação do teste de AME

Rocha et al (2001), citado por Aquino (2006), destacam que quando o ensaio é conduzido sem agitação, a concentração de lodo deve ser em torno de 2,0 gSSV/L para reduzir problemas como difusão do substrato. A relação alimento/microrganismo (A/M), realizada neste ensaio foi de 0,225 gDQO/gSSV e o ensaio foi realizado em triplicatas.

Um frasco controle, tendo como substrato a glicose, foi adicionado ao ensaio, na mesma relação alimento/microrganismos, para avaliação da atividade de degradação do lodo.

A Tabela 4.1 apresenta as concentrações, volumes do substrato (alimento), biomassa (microrganismos) para os ensaios com esgoto e glicose, respectivamente.

TABELA 4.1 Concentrações e volumes para cada substrato.

Substrato	Concentração Lodo		Volumes (mL)		Concentrações Finais	
	g SSV/L	Lodo	Substrato	Sol. Nutriente	Lodo(g SSV/L)	Substrato(g/L)
Esgoto	38	10,5	179,5	10	2,0	0,449
Glicose	38	10,5	20	169,5	2,0	0,500

As soluções nutritivas foram preparadas conforme Souza et al, citada por Aquino et al (2007), apresentadas na Tabela 4.2, com exceção para o reagente Resarzurina , ausente no laboratório.

TABELA 4.2 Soluções nutritivas para o ensaio de AME

Solução	Reagentes	Concentração(mg/L)
A Macronutrientes Tampão	NH ₄ Cl	500
	KH ₂ PO ₄	650
	K ₂ HPO ₄	150
	MgCl ₂	100
	CaCl ₂ .2H ₂ O	100
	Na ₂ S.7H ₂ O	50
B Micronutrientes	FeCl ₃ .6H ₂ O	2
	ZnCl ₂	0,05
	CuCl ₂ .2H ₂ O	0,03
	MnCl ₂ .4H ₂ O	0,5
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,05
	CoCl ₂ .6H ₂ O	2
	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,05
	H ₃ BO ₃	0,01
	AlCl ₃ .6H ₂ O	0,05
	HCl conc.	1 ml/L

Foram preparadas soluções estoques com concentrações de 10 vezes a concentração apresentada na Tabela 4.2 para a solução A e de 100 vezes para a Solução B, em relação à recomendada por Souza et al.(2005). No momento da utilização das soluções, uma terceira solução foi preparada adicionando 100 mL da solução A , 10 mL da solução B em 1 litro de solução e 1,0 g de NaHCO₃.

Para eliminar a produção do metano de origem endógena, os volumes de lodo e solução nutrientes correspondentes a cada ensaio foram adicionados aos frascos e mantidos em repouso a temperatura ambiente por 24 horas, como sugere James et.al,1990; Monteggia,1997; Silva et. al,2005, apud Aquino et. al (2007).

Decorrido às 24 horas, foram adicionados a cada frasco os volumes de esgoto e glicose, resultando em um volume total de 200 mL (80% do volume útil do frasco). Os frascos foram devidamente lacrados e realizou-se a purga do oxigênio no *headspace* com nitrogênio gasoso por 5 minutos. Em seguida, foram acondicionados em Banho Termostatizado a 35 °C, iniciando-se a contagem do tempo de ensaio.

Em intervalos de tempo convenientes, no período inicial a cada duas horas, aumentando-se os intervalos no decorrer do ensaio, com uso de uma seringa *gastigth* de 1mL, era feita a retirada de um volume fixo do biogás nos frascos-reatores e em seguida

injetado em cromatógrafo gasoso. Os frascos eram agitados de forma intermitente, de duas a três vezes ao dia.

As características de operação do cromatógrafo são apresentadas na Quadro 4.2. O volume total de metano produzido em cada intervalo de tempo era lido utilizando seringas de vidro esmerilhado de 10, 20 e 50 mL.

QUADRO 4.2 Características de Operação do Cromatógrafo

Marca	VARIAN
Modelo	CP - 3380
Coluna	SGE/ DB5(Comprimento:30m; Diâmetro:250mm)
Gás de Arraste	hidrogênio
Temperatura Detector	180 °C
Temperatura Coluna	50 °C
Temperatura Injetor	50 °C

Para quantificação do metano (em mol) foi construída uma curva de calibração de metano. Através da injeção de diferentes volumes de gás padrão (47% CH₄) obtem-se um valor associado de área no cromatograma. A partir da regressão linear, obteve-se a equação da reta ($y = ax + b$), em que y representa a área do cromatograma e x representa o volume de metano. A curva de calibração utilizada nesse ensaio (Eq. 4.3) foi determinada sob pressão atmosférica (em Ouro Preto = 0,88 atm) e temperatura de 25°C.

$$CH_4(n^\circ \text{ mols}) = 7,1675 \times 10^{-13} \cdot (\text{Área}) - 7,7586 \times 10^{-9} \quad (\text{Eq. 4.3})$$

O número de moles de metano foi determinado para cada valor da área cromatográfica da amostra injetada, obtida ao longo do tempo, com a utilização da curva de calibração.

Como os valores obtidos representam o número de moles de metano presente na amostra injetada, estes foram convertidos para o número de moles de metano total produzido no *headspace* de cada frasco através da equação:

$$CH_4 \text{ headspace}(\text{mol}) = \frac{CH_4 \text{ amostra injetada}(\text{mol}) \times \text{Volume}(\text{headspace})}{\text{Volume}(\text{amostra injetada})} \quad (\text{Eq. 4.4})$$

Como a cada amostragem o volume de biogás produzido era medido e descartado, um residual de metano ainda permanecia no headspace, pois apenas o

excesso de pressão era descartado. Este residual era medido conhecendo-se a quantidade em moles de metano descartada e então, subtraído da próxima amostragem de metano produzida pelo ensaio.

Para cada ensaio realizado, obtém-se um gráfico da quantidade de metano produzida (mmol de CH_4 : eixo Y) acumulada em função do tempo (t: eixo X) e tomam-se, no mínimo, quatro pontos da curva, correspondentes ao trecho retilíneo de maior inclinação, ou seja, equivalente à maior taxa de produção de metano por tempo. Através da regressão linear desses pontos, calcula-se o coeficiente angular da reta de melhor ajuste. Esse valor representa a taxa de degradação do substrato analisado convertido em metano. Dividindo-se este valor pela massa inicial de biomassa (gSSV) presente no frasco de reação, obtém-se a atividade metanogênica específica, em mmol CH_4 /gSSV.d.

Como 1 mol de CH_4 equivale a 64g de DQO, converte-se o valor da AME de mmol CH_4 /gSSV.d para gDQO CH_4 /gSSV.d., ou seja quanto em massa de DQO do esgoto é biodegradada por gSSV por dia.

4.5 Construção do Reator UASB – Escala de Laboratório

A construção do reator foi realizada no Laboratório de Pesquisa de Química (sala 62) do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto.

4.5.1 Característica de Construção do Modelo Laboratorial

O reator em formato cilíndrico, com altura total de 1,12 m perfazendo um volume de 30 L, foi construído em PVC com 150 e 250 mm de diâmetro. O modelo piloto UASB já pronto pode ser observado na Figura 4.7.



Figura 4.7 Registro Fotográfico da unidade experimental.

As unidades e suas características que compõe este reator são apresentadas a seguir:

4.5.1.1 Sistema de Alimentação

O sistema de alimentação de reatores UASB deve garantir que o afluente entre no sistema de maneira uniforme e homogênea, evitando os caminhos preferências que gerarão as chamadas “zonas mortas”. Para se conseguir este resultado foi utilizado um funil de vidro contendo no vértice o ponto de alimentação e na parte superior um ralo (de plástico, o mesmo utilizado em banheiros residenciais), como pode ser observado na Figura 4.8.



Figura 4.8 Sistema de alimentação.

Como tanque de alimentação foi utilizado dois recipientes de plástico, um com volume útil de 50 litros e o outro de 20 litros, perfazendo um total de 70 litros, que eram diariamente abastecidos com o efluente da UFOP. A fim de evitar a sedimentação de sólidos no fundo do recipiente a amostrava ficava sob continua agitação, através de um agitador magnético. E ainda, uma limpeza quinzenal era realizada no tanque de alimentação para retirada do lodo que formava-se nas paredes do mesmo. Para alimentação do reator foi utilizada uma bomba peristáltica MÜLLER, modelo DM1, com vazões de 1mL/h a 10 L/h.

4.5.1.2 Sistema de Digestão

O sistema de digestão é composto por duas câmaras. Uma inferior com 800 mm de altura e 150 mm de diâmetro, com um volume útil de 14 litros, e uma superior com 320 mm de altura e 250 mm de diâmetro, com um volume de 16 litros. Volume total do reator de 30 litros. Na parte inferior foram colocados quatro pontos de amostragem, para determinação da concentração do lodo em diferentes alturas do reator. Na Figura 4.9 apresenta o registro fotográfico do sistema de digestão do reator.



Figura 4.9 Sistema de Digestão

4.5.1.3 Separador Trifásico

O gás produzido na digestão anaeróbia é direcionado para o topo do reator, captado no coletor central de gases, mostrado na Figura 4.10 e encaminhado para o medidor de volume de gás produzido baseado em deslocamento de líquido.



Figura 4.10 Coletor central de gases.

A medida do gás metano produzido era realizada por deslocamento de líquido. Os gases eram lançados primeiramente em um tubo de PVC, bem vedado, contendo palha de aço para a retenção do gás sulfídrico. Em seguida encaminhado para uma proveta graduada de 2L de capacidade preenchida em todo seu volume por uma solução de NaOH a 3% e invertida em um recipiente também contendo NaOH, para equilibrar a pressão do sistema. A leitura do volume produzido era realizada de 12 em 12 horas, bem como a medição da temperatura e pH de uma amostra do reator. A Figura 4.11 mostra o sistema de medição do metano por deslocamento de líquido.



Figura 4.11 Sistema de medição do gás Metano

4.6 Monitoramento do Reator UASB

4.6.1 Partida do Reator

O reator foi inoculado com lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB, da unidade de tratamento de esgoto da ETE Arrudas, localizada na cidade de Belo Horizonte. O volume utilizado do lodo para inoculação foi de 5 litros, o que correspondia aproximadamente 17% de seu volume útil do reator. O lodo apresentou concentração em Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) de 32 gL^{-1} e 52 gL^{-1} em Sólidos Suspensos Totais (SST).

Após a adição do lodo, metade do volume restante do reator foi preenchida pela parte superior, com o esgoto coletado no ponto de amostragem A3, e o volume restante foi adicionado pelo sistema de alimentação do reator utilizando a bomba peristáltica a uma vazão de 1,5 L/h, dando partida ao sistema.

Os primeiros 12 dias a vazão (1,5 L/h) de partida foi mantida, com um TDH de 20 horas, ocasionando uma COV média de $0,74 \text{ KgDQOm}^3/\text{d}$.

4.6.2 Condições Operacionais

A operação do sistema foi conduzida em regime contínuo, em temperatura ambiente. Diante do conhecimento prévio de que os valores da temperatura situariam baixo de 30°C , pelas condições climáticas da cidade de Ouro Preto, o tempo de detenção hidráulica escolhido para operação foi de 10 horas.

4.6.3 Programa de Monitoramento

A bacia de esgotamento A, a qual abrange a maior área foi escolhida para este estudo por receber as contribuições dos rejeitos dos Laboratórios de Ensino e Pesquisa. Rejeitos estes que foram objeto de estudo por poderem apresentar cargas tóxicas, as quais poderiam interferir na eficiência do processo anaeróbio de tratamento.

O esgoto era coletado diariamente no final da rede principal, em canal aberto, procurando coletar nos horários de maior vazão (10:00 e 15:00 hs), portanto de maior atividade nos laboratórios, e disposto no recipiente de 50 litros.

O monitoramento do sistema foi realizado com a determinação de parâmetros físico-químicos do afluente, da unidade UASB e do efluente com a frequência mostrada no Quadro 4.3.

QUADRO 4.3 Monitoramento do Reator UASB.

Parâmetro	Pontos e Frequência de Amostragem		
	Afluente	UASB	Efluente
Temperatura (°C)	diária	diária	-
pH	diária	diária	-
DQO total (mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
DQO solúvel (mg/L)	3 x semana		3 x semana
Sólidos Suspensos (mg/L)	3 x semana	3 x semana	3 x semana
Alcalinidade (mg/L)	3 x semana	-	3 x semana
Sólidos Totais (mg/L)		1 x semana	
Sólidos Voláteis totais (mg/L)		1 x semana	
DBO total (mg/L)	quinzenal	-	quinzenal
DBO solúvel (mg/L)	quinzenal	-	quinzenal
Nitrogênio total (NTK) (mg/L)	quinzenal	-	quinzenal
Fósforo Total (mg/L)	quinzenal	-	quinzenal

As análises foram realizadas segundo determinações estabelecidas no item 4.2.1 segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APPHA,1991).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização Quantitativa Pontual na Bacia de Esgotamento A

As águas residuárias referentes aos pontos A1, A2, A3 e A4 foram caracterizadas pelos seguintes parâmetros: DBO, DQO, Sólidos Suspensos Totais, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Fósforo Total, Alcalinidade, pH, Condutividade, apresentados na Tabela 5.2. Na Tabela 5.3 são apresentados os valores obtidos para os metais: Al, Ba, Fe, Mn, Sr, Cu, Zn, Ca, Mg, Na, K.

De acordo com Von Sperling (2005), a relação DQO/DBO₅ expressa a característica do substrato quanto à sua biodegradabilidade. Para esgotos domésticos essa relação varia em torno de 1,7 a 2,4, que representa uma fração biodegradável elevada. Conforme mostra a Tabela 5.1, o efluente referente ao Ponto A1 (efluente proveniente do prédio com maior número de laboratórios) apresenta valor médio de 2,8, com valores mínimo e máximo de 2,0 e 3,7, respectivamente, que indicam fração biodegradável não elevada a inerte, ou seja, que não é degradada aerobiamente em 5 dias.

Para as amostras A2 e A3, a relação DQO/DBO₅ apresenta valores entre 1,9 a 2,5 e 2,1 a 2,5, respectivamente, mostrando que ao longo da rede o efluente gerado pelo Prédio ICEB, correspondente ao ponto de amostragem A1, sofre homogeneização em suas características. Portanto no ponto A3 que corresponde ao esgoto final gerado pelo campus, a relação DQO/DBO₅, mostra um efluente biodegradável com indicação para o tratamento biológico.

TABELA 5.1 Relação DQO/DBO₅ dos pontos de amostragem.

Amostra	Relação DQO/DBO ₅		
	Min	Méd	Máx
A1 (Lab. ICEB)	2	2,8	3,7
A2 (ICEB + demais prédios)	1,9	2,4	2,5
A3 (Esg. Final + repúblicas)	2,1	2,3	2,5

TABELA 5.2 Caracterização Físico-Química dos pontos do campus Morro do Cruzeiro

Parâmetro	Ponto de Amostragem	Média	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
DBO (mg/L)	A1 -ICEB	171	48	238	199	85
	A2 -Campus - Rep.	217	175	263	220	32
	A3 -Campus + Rep.	300	232	344	331	54
	A4 - Ribeirão Funil	6	5	9	6	1
DQO (mg/L)	A1 -ICEB	403	147	892	360	302
	A2 -Campus - Rep.	505	450	602	497	59
	A3 -Campus + Rep.	670	559	762	712	94
	A4 - Ribeirão Funil	55	31	74	62	19
SST (mg/L)	A1 -ICEB	140	33	274	160	101
	A2 -Campus - Rep.	223	168	284	215	44
	A3 -Campus + Rep.	296	114	450	317	121
	A4 - Ribeirão Funil	34	8	47	35	16
N-NTK (mg/L)	A1 -ICEB	41,4	19,2	78,8	35,1	22,4
	A2 -Campus - Rep.	62,2	19,0	171,0	33,2	63,6
	A3 -Campus + Rep.	54,8	42,1	69,0	54,3	11,9
	A4 - Ribeirão Funil	4,3	1,7	5,7	4,3	1,5
N -NH ₃ (mg/L)	A1 -ICEB	30,6	11,9	59,2	29,5	17,7
	A2 -Campus - Rep.	27,4	9,8	51,4	17,5	20,7
	A3 -Campus + Rep.	38,2	23,1	56,1	39,1	13,0
	A4 - Ribeirão Funil	2,1	1,3	2,6	2,3	0,5
N - org. (mg/L)	A1 -ICEB	10,9	3,9	19,6	11,2	5,9
	A2 -Campus - Rep.	34,4	7,2	119,6	15,7	47,8
	A3 -Campus + Rep.	16,6	8,3	24,9	15,5	6,1
	A4 - Ribeirão Funil	2,3	1,4	3,4	2,2	0,7
P Total (mg/L)	A1 -ICEB	4,8	3,1	9,2	4,2	2,5
	A2 -Campus - Rep.	6,7	4,3	11,7	5,5	2,9
	A3 -Campus + Rep.	5,8	5,0	7,8	5,5	1,1
	A4 - Ribeirão Funil	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0
Alcal. (mg/L)	A1 -ICEB	149	121	170	145	20
	A2 -Campus - Rep.	182	144	234	183	33
	A3 -Campus + Rep.	241	162	325	250	69
	A4 - Ribeirão Funil	78	68	85	81	8
pH	A1 -ICEB	8,23	6,71	8,89	8,62	0,88
	A2 -Campus - Rep.	7,77	7,35	8,18	7,85	0,32
	A3 -Campus + Rep.	7,35	6,89	7,77	7,31	0,34
	A4 - Ribeirão Funil	7,55	7,16	8,07	7,62	0,38
Cond. (S.cm ⁻¹)	A1 -ICEB	0,530	0,300	0,725	0,645	0,199
	A2 -Campus - Rep.	0,758	0,712	0,901	0,715	0,081
	A3 -Campus + Rep.	0,622	0,406	0,816	0,596	0,154
	A4 - Ribeirão Funil	0,888	0,820	0,996	0,879	0,065

TABELA 5.3 Valores de metais encontrados nos pontos de amostragem do campus

Parâmetro	Ponto de Amostragem	Média	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
Sr mg/L	A1 -ICEB	0,043	0,028	0,064	0,036	0,019
	A2 -Campus - Rep.	0,049	0,036	0,056	0,055	0,011
	A3 -Campus + Rep.	0,065	0,044	0,086	0,065	0,030
	A4 - Ribeirão Funil	0,115	0,104	0,123	0,118	0,010
Zn mg/L	A1 -ICEB	0,195	0,058	0,296	0,232	0,123
	A2 -Campus - Rep.	0,325	0,049	0,582	0,342	0,267
	A3 -Campus + Rep.	0,389	0,114	0,665	0,389	0,390
	A4 - Ribeirão Funil	0,083	0,052	0,104	0,092	0,027
Cu mg/L	A1 -ICEB	0,023	0,021	0,026	0,021	0,003
	A2 -Campus - Rep.	0,025	0,014	0,043	0,017	0,016
	A3 -Campus + Rep.	0,033	0,022	0,043	0,033	0,015
	A4 - Ribeirão Funil	0,008	0,006	0,010	0,008	0,002
Fe mg/L	A1 -ICEB	0,187	0,121	0,262	0,178	0,071
	A2 -Campus - Rep.	0,585	0,340	0,918	0,496	0,299
	A3 -Campus + Rep.	0,847	0,296	1,398	0,847	0,779
	A4 - Ribeirão Funil	0,154	0,084	0,246	0,131	0,083
Al mg/L	A1 -ICEB	0,087	0,032	0,140	0,089	0,054
	A2 -Campus - Rep.	0,253	0,057	0,398	0,305	0,176
	A3 -Campus + Rep.	0,355	0,046	0,665	0,355	0,438
	A4 - Ribeirão Funil	0,388	0,116	0,622	0,427	0,255
Mn mg/L	A1 -ICEB	0,046	0,017	0,077	0,043	0,030
	A2 -Campus - Rep.	0,073	0,048	0,121	0,049	0,042
	A3 -Campus + Rep.	0,054	0,050	0,058	0,054	0,006
	A4 - Ribeirão Funil	0,434	0,133	0,644	0,525	0,267
Ba µg/L	A1 -ICEB	0,080	0,027	0,140	0,074	0,057
	A2 -Campus - Rep.	0,162	0,017	0,284	0,184	0,135
	A3 -Campus + Rep.	0,148	0,024	0,272	0,148	0,175
	A4 - Ribeirão Funil	0,057	0,044	0,067	0,060	0,012
Ca mg/L	A1 -ICEB	0,011	0,008	0,018	0,009	0,005
	A2 -Campus - Rep.	0,014	0,009	0,017	0,016	0,004
	A3 -Campus + Rep.	0,024	0,016	0,031	0,024	0,011
	A4 - Ribeirão Funil	0,030	0,027	0,034	0,029	0,004
K mg/L	A1 -ICEB	0,012	0,007	0,017	0,011	0,005
	A2 -Campus - Rep.	0,016	0,012	0,020	0,017	0,004
	A3 -Campus + Rep.	0,026	0,025	0,027	0,026	0,001
	A4 - Ribeirão Funil	0,004	0,004	0,005	0,004	0,001
Na mg/L	A1 -ICEB	0,017	0,017	0,019	0,017	0,001
	A2 -Campus - Rep.	0,036	0,020	0,049	0,039	0,015
	A3 -Campus + Rep.	0,026	0,007	0,046	0,026	0,028
	A4 - Ribeirão Funil	0,062	0,004	0,177	0,004	0,100
Mg mg/L	A1 -ICEB	0,004	0,004	0,005	0,004	0,001
	A2 -Campus - Rep.	0,004	0,003	0,005	0,004	0,001
	A3 -Campus + Rep.	0,006	0,006	0,007	0,006	0,001
	A4 - Ribeirão Funil	0,003	0,003	0,004	0,004	0,001

- Os resultados obtidos para os metais Cr, Ni, Be Cd e Hg foram ND (não detectados), em todos os pontos amostrados.

Pela análise da Tabela 5.3, em relação à presença de metais Zn, Cu, Fe, Al, Mn e Ba nos pontos de amostragem, não foram encontrados valores acima do limite máximo permitido pela Deliberação nº10 do COPAM (1986), para lançamentos de efluentes no Estado de Minas Gerais. O metal Al e Mn foi encontrado com valor superior ao limite do COPAN apenas no ponto A4 (Córrego do Funil). Os metais cálcio, potássio, sódio e magnésio apresentaram concentrações na ordem de miligramas/litro (mg/L), porém estes metais não possuem valores limitantes para descarte de acordo com a Deliberação Normativa COPAM nº 10. Os metais berílio, cádmio, cromo e níquel não foram detectados nas amostras dos efluentes. Considera-se que estes resultados podem sofrer diluições devido à infiltração de águas pluvial na rede de esgotamento do campus.

Pela análise dos gráficos das distribuições da DBO₅ para as amostras A1, A2 e A3, Figura 5.1, pode-se observar que os quartis centrais da DBO₅ para a amostra A1 ficaram entre 50 e 217mg/L, demonstrando a variabilidade deste efluente. Nota-se que ao longo da rede de esgotamento ocorre elevação nos valores da DBO₅ referente ao aumento das contribuições na rede de características mais domésticas. Os valores de DBO₅ para as amostras A2 e A3, ficaram compreendidos entre 175 a 263 mg/L e 232 a 344 mg/L, o que segundo Metcalf & Eddy (1991), o esgoto referente ao ponto A3, contribuição final da Bacia de Esgotamento do campus, possui uma classificação de esgoto médio a forte.

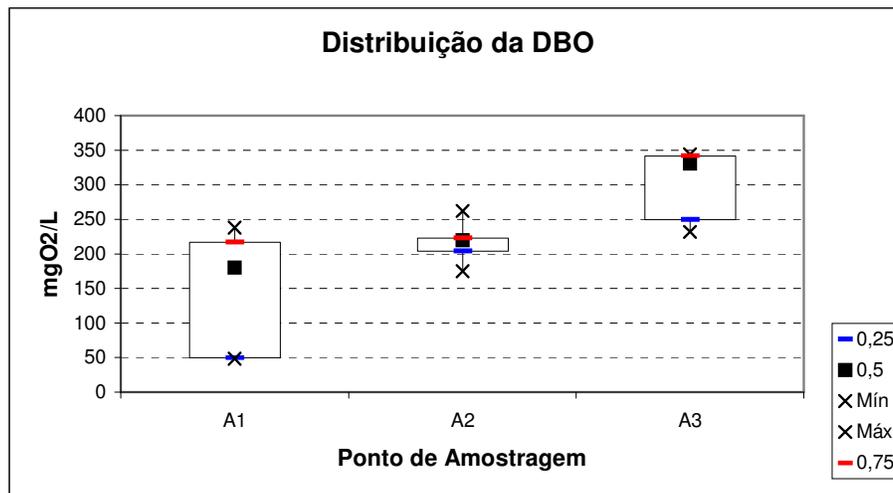


Figura 5.1 Distribuição da DBO₅ nos diferentes pontos de amostragem.

Ocorreram grandes variações da DQO na amostra A1, como pode ser observado na Figura 5.2, mostrando a variabilidade do efluente lançado pelo prédio ICEB, devido à diversidade de atividades em ensino e pesquisas nos laboratórios. A DQO na amostra A1 apresentou um valor mínimo e máximo de 147 e 892 mg/L, respectivamente, com valor médio de 402 mg/L. Ao longo da rede observa-se que esta variabilidade diminui com o aumento de contribuições de características domésticas, devido à homogeneização do efluente final. Os valores de DQO total para os pontos A2 e A3 ficaram compreendidos entre 450 a 602 mg/L e 559 a 762 mg/L, respectivamente. Portanto, dentro da faixa de valores de concentrações de DQO total, citada por von Sperling (2005), para esgotos com características tipicamente domésticas.

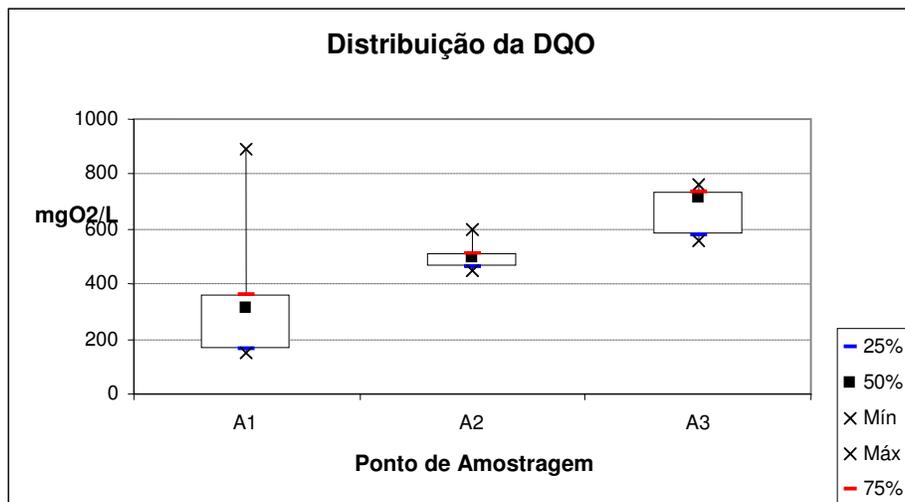


Figura 5.2 Distribuição da DQO total nos diferentes pontos de amostragem.

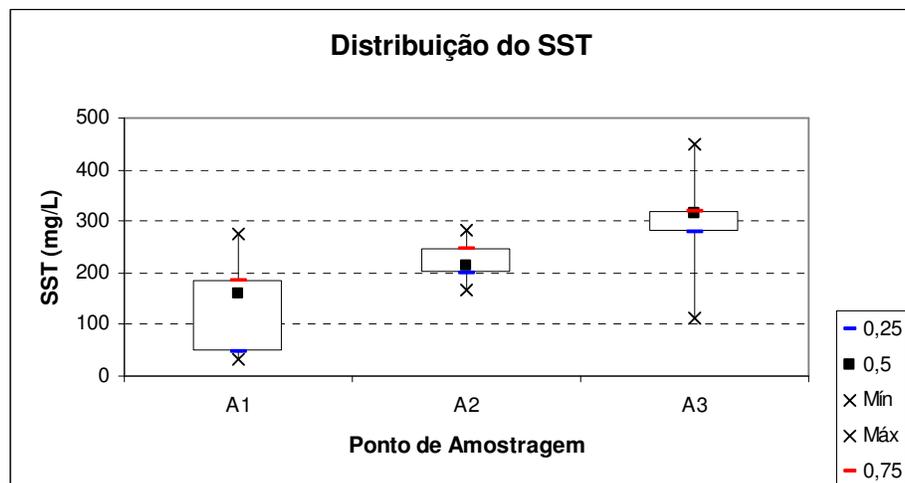


Figura 5.3 Distribuição dos SST total nos diferentes pontos de amostragem.

O parâmetro sólidos suspensos totais (SST) representa a fração dos sólidos que fica retida por um papel de filtro com porosidade de tamanho padronizado. Em amostras de esgotos sanitários pode apresentar concentrações na faixa de 200 a 450 mg/L, com média de 350 mg/L (von SPERLING, 2005). É um importante parâmetro na avaliação da tratabilidade e seleção de processos de tratamento de águas residuárias, sendo que, em primeiro lugar indicam as necessidades de tratamento primário. SST fazem parte do padrão de lançamento de efluentes da legislação ambiental em alguns estados, sendo que, em Minas Gerais, a COPAM nº10/86 estabelece uma concentração máxima diária de 100 mg/L. Observa-se pela figura 5.3, uma concentração de SST para a amostra A1 (referente ao prédio do ICEB) menor do que as demais, porém com uma maior dispersão nos valores obtidos. Os baixos valores se devem a uma menor contribuição de esgotos sanitários e uma maior representatividade de efluentes de laboratório, já a dispersão resulta da variabilidade desta amostra. O aumento dos SST ao longo da rede esta coerente com o aumento das contribuições, e a amostra A3, que representa o esgoto final do campus, apresentou uma concentração média de aproximadamente 300 mg/L, portanto, dentro da faixa prevista para esgoto com características tipicamente domésticas.

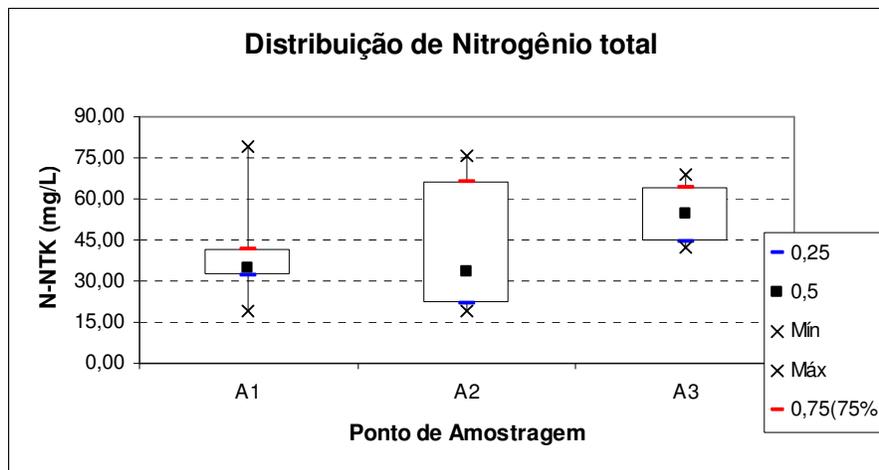


Figura 5.4 Distribuição do Nitrogênio total nos diferentes pontos de amostragem.

O comportamento do nitrogênio total ao longo da rede mostrou-se para a amostra A1 e A2 uma ampla variabilidade devido às diversidades de pesquisas realizadas nos laboratórios do prédio do ICEB e devido às contribuições do prédio do posto de saúde com altas cargas de resíduos nitrogenados provenientes de material hospitalar. A amostra

A3 referente ao esgoto final do campus apresentou concentrações de nitrogênio total entre a faixa de 42,14 a 69,02 com média de 38,22 mg/L.

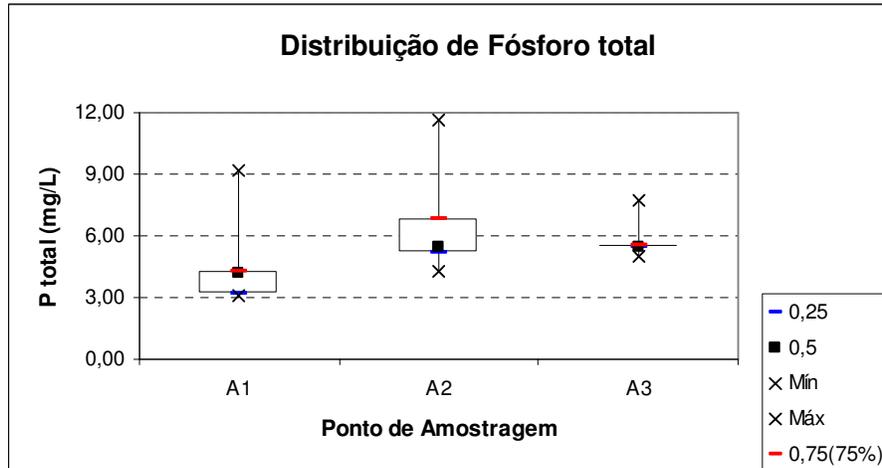


Figura 5.5 Distribuição do Fosfóro total nos diferentes pontos de amostragem.

Os valores de fósforo total apresentaram uma variação nas amostras A1 e A2, com valores entre 3,18 e 4,23 mg/L e 5,21 e 6,86 mg/L, respectivamente. Os valores encontrados para a amostra A3, referente ao esgoto final do campus, apresentou valores com baixa variação entre 5,44 e 5,55 mg/L, devido à homogeneização desta amostra pelo aumento da contribuição na rede. O valor médio obtido para a amostra A3 de 5,45 mg/L encontra-se dentro da faixa de valores de 4,0 a 15,0 mg/L apresentada para esgoto com características tipicamente de esgotos domésticos.

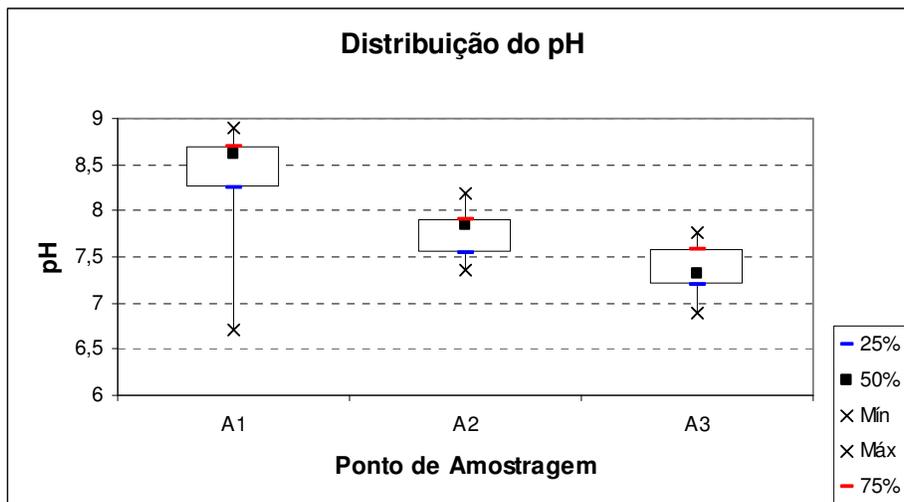


Figura 5.6 Distribuição do pH nos diferentes pontos de amostragem.

A amplitude elevada dos valores de pH observados na amostra A1 pode ser explicada pelo descarte irregular que ainda ocorre de resíduos químicos inerentes às atividades nos laboratórios de ensino e pesquisa.

Analisando-se a Figura 5.6, verifica-se que os valores centrais do pH para a amostras A1 situaram-se entre 8,24 a 8,7. Para as amostras A2 e A3 os valores centrais do pH ficaram compreendidos entre 7,5 a 7,9 e 7,2 a 7,58, respectivamente. Observa-se que os valores mínimos e máximos do ponto de amostragem A1 distorceram o valor da média, mostrando a variabilidade deste efluente. Por outro lado, observa-se o decaimento dos valores centrais ao longo da rede de coleta, mostrando o efeito da diluição sobre o pH, pelo aumento de contribuição na rede.

Segundo McCarty & Rittmann (2001), a maioria das espécies de bactérias tem seu crescimento em uma reduzida faixa de pH, entre 6,0 a 8,0. Os valores de pH apresentados para o efluente final do campus Morro do Cruzeiro da UFOP não causaria inibição a processos de tratamento biológicos.

A amostra referente ao ponto A4 à montante do lançamento do efluente do campus Morro do Cruzeiro no Ribeirão do Funil, apresenta valor de DBO_5 de 6 mg/L pouco superior ao limite estabelecido pelos padrões de qualidade da água enquadrados na classificação de corpos d'água de classe 2, segundo a Deliberação nº 10 do COPAM (1986). E valores também superiores ao limites exigidos pela deliberação para lançamentos de efluentes em corpos d'água, para os metais alumínio e manganês. A avaliação do nível de qualidade da água do Ribeirão do Funil a jusante do lançamento do esgoto do campus Morro do Cruzeiro da UFOP, não foi possível de ser realizada devido à inexistência de um fácil acesso a um ponto de coleta.

5.2 Hidrograma de Vazão

A vazão referente à contribuição de toda a Bacia de esgotamento objeto deste estudo foi monitorada conforme apresentado no item 4.3. Através da curva de calibração obtida do vertedor triangular, os valores da vazão foram calculados pela medição da lâmina (H). A Tabela 5.4 apresenta os valores da vazão horária monitorada durante uma semana no período de aulas.

Tabela 5.4 Valores obtidos da vazão no período de aulas

Horário	Medição de Vazão (L/s)					
	Data					
	26.03	27.03	28.03	29.03	30.03	31.03
06:00	1,24	1,33	1,21	1,21	1,1	0,91
08:00	3,35	3,11	2,03	1,87	1,83	1,1
10:00	3,36	3,32	2,33	2,12	2,26	0,52
12:00	1,73	1,61	1,75	1,77	1,92	1,02
14:00	2,28	2,59	1,94	1,87	2,05	1,23
16:00	1,98	2,01	1,85	2,17	2,8	1,01
18:00	1,57	1,51	0,86	1,38	1,44	1,01

A partir dos valores máximos obtidos durante a semana em cada horário monitorado obteve-se o hidrograma de vazão diária para o período de aulas, mostrado na figura 5.7.

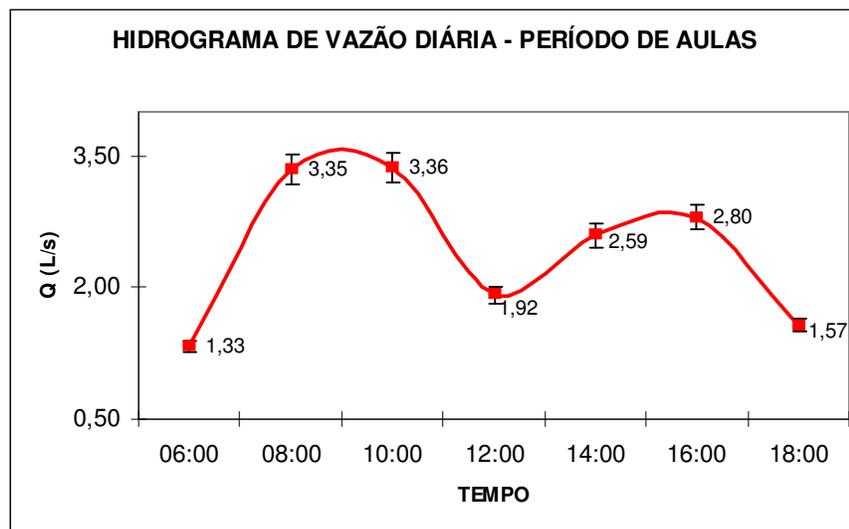


Figura 5.7 Hidrograma da vazão diária , período de aulas

A variação da vazão do esgoto está condicionada a hábitos e atividades desenvolvidas pela população a ser estudada. Nas Instituições de ensino a variação diária ocorre devido ao período de aulas, com ocorrência de picos entre 8:00 às 11:00 e 15:00 às 17:00 horas, como observado no hidrograma diário, Figura 5.4.

Os valores de vazão média ($Q_{Méd}$), vazão mínima (Q_{Min}) e vazão máxima ($Q_{Máx}$) obtidos durante o período de aulas foram de 2,42; 1,33 e 3,36 L/s, respectivamente. Por dia obtém-se uma vazão máxima aproximada de $290 \text{ m}^3 / \text{d}$.

Segundo Jordão e Pêsoa (1995) é importante uma avaliação confiável da vazão máxima, uma vez que influi diretamente no dimensionamento da fase líquida do tratamento preliminar e primário, cujas dimensões devem ser calculadas em função da vazão máxima do dia de maior contribuição.

Tendo sido obtidos os valores de vazão durante a última semana do período de aulas, em que a presença dos alunos no campus tende a cair, o valor de $Q_{Máx}$ pode ser inferior ao que seria obtido em uma semana no meio do período de aulas. Portanto, para a elaboração de um projeto de sistema de esgoto novas medições deverão ser realizadas.

O conhecimento in loco das vazões máxima e mínima é de suma importância para a implantação de sistemas biológicos. Os parâmetros de projetos de reatores biológicos estão relacionados à grandezas quantitativas, como por exemplo, carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) e carga orgânica volumétrica ($\text{KgDQO}/\text{m}^3.\text{d}$), entre outros; o sucesso do sistema de tratamento está relacionado com o monitoramento destes parâmetros, buscando otimizar cada tipo de sistema de tratamento, portanto, a quantidade ou vazão de esgotos influi diretamente no dimensionamento das unidades de tratamento e na eficiência do sistema.

Nas Instituições de Ensino a variação da vazão de esgotos ao longo do ano é devida aos períodos de aulas intercalados pelos períodos de férias. A Tabela 5.5 apresenta os valores horários da vazão monitorados durante uma semana no período de férias do campus.

Tabela 5.5 Valores obtidos da vazão no período de férias

Horário	Medição de Vazão					
	Data					
	16.04	17.04	18.04	19.04	20.04	21.04
06:00	0,99	1,1	0,45	0,54	0,47	0,35
08:00	1,7	1,54	1,66	2,07	1,52	1,38
10:00	3,39	3,16	2,54	2,38	1,48	2,24
12:00	2,28	1,94	2,16	2,16	1,98	2,05
14:00	2,59	2,41	2,7	1,85	2,09	2,03
16:00	2,21	2,43	1,89	1,64	1,8	1,59
18:00	1,46	1,22	1,48	1,06	1,68	2

A Figura 5.8 apresenta o hidrograma diário no período de férias. Os valores de vazão média ($Q_{Méd}$), vazão mínima (Q_{Min}) e vazão máxima ($Q_{Máx}$) obtidos durante o período de férias foram de 2,28; 1,10 e 3,39 L/s, respectivamente. Comparando os hidrogramas de período de aulas e férias, nota-se uma mínima diferença entre seus valores de $Q_{Méd}$, Q_{Min} e $Q_{Máx}$, provavelmente devido ao monitoramento durante o período de aulas ter sido realizado na última semana do período letivo. De fato, em medições pontuais da vazão durante o período de aula, obteve-se valores de 4,29 L/s e 4,8 L/s.

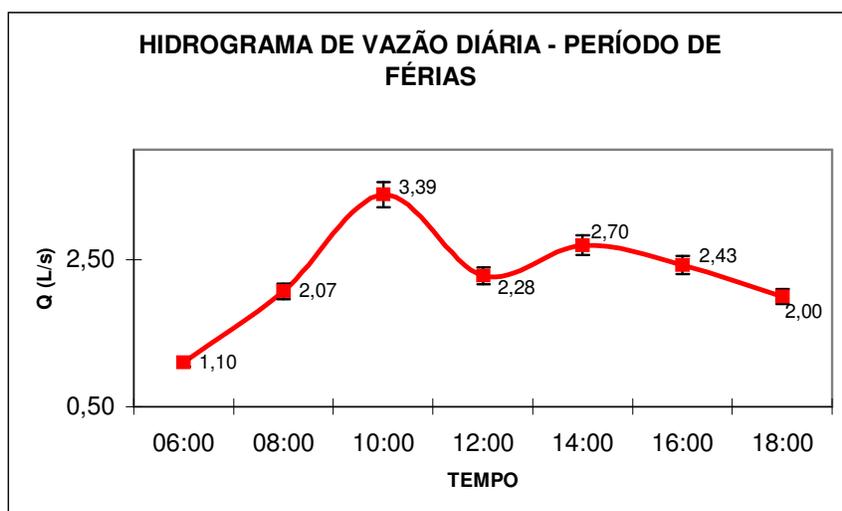


Figura 5.8 Hidrograma da vazão diária , período de férias.

5.1 Ensaio de Biodegradabilidade

5.3.1 Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbio

Os valores da DQO filtrada obtidos a cada intervalo de tempo, para cada ensaio estudado com relação A/M igual a 0,5, estão apresentados na Tabela 5.6. Esses valores foram trabalhados para verificar quais modelos cinéticos se ajustavam aos dados experimentais.

Tabela 5.6 Ensaio cinéticos – Degradação da Matéria Orgânica

Ensaio I		Ensaio II		Ensaio III	
Tempo (h)	DQO F(mg/L)	Tempo (h)	DQO F(mg/L)	Tempo (h)	DQO F(mg/L)
0	202	0	202	0	233
2	122	2	160	2	110
3	58	3	84	3	52
5	32	5	52	5	37
7	12	7	22	7	15
9	9	9	8	9	9
11	9	11	8	11	9

Os dados obtidos experimentalmente foram trabalhados com utilização do software Microcal Origin, versão 7.5 e Microsoft Excel (2003), nos quais foram obtidos os modelos cinéticos de degradação da matéria orgânica no decorrer do tempo.

Foram estudados vários modelos cinéticos do tipo Monod, de Ordem Zero e Primeira Ordem. Os parâmetros cinéticos foram estimados utilizando as técnicas de Diferenciação e Integração de modelos reportados por Silveira (1996).

O modelo cinético que melhor representou a cinética de degradação da matéria orgânica pelo processo biológico aeróbio, alimentado pelo efluente bruto do Campus do Morro do Cruzeiro da UFOP, em regime intermitente, foi o de primeira ordem. Os ajustes apresentaram coeficientes de correlação R^2 0,9885; 0,98551 e 0,9904.

As curvas de degradação da DQO filtrada ao longo do tempo estão apresentadas na Figura 5.9.

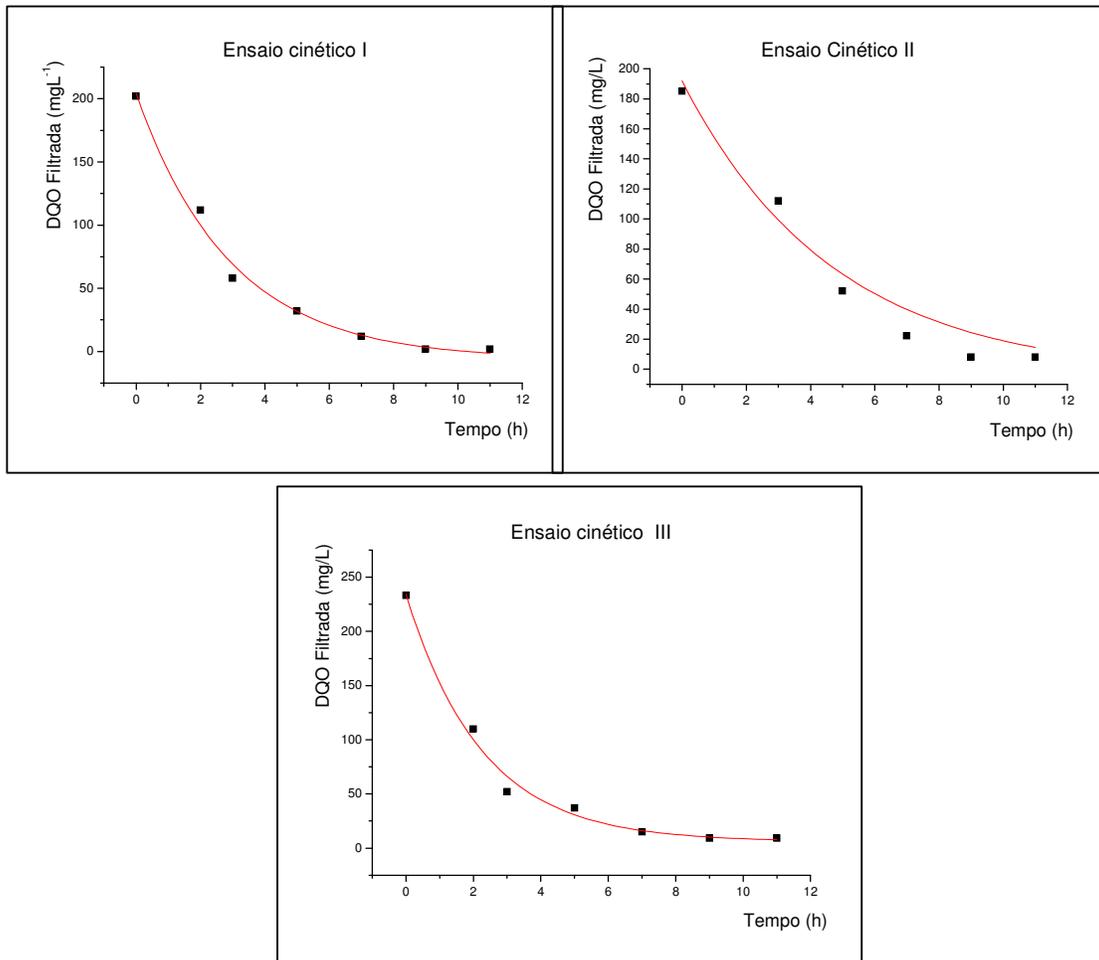


FIGURA 5.9 Variação dos valores da DQO filtrada (mg/L) em função do tempo, para cada ensaio.

Na figura 5.10, encontra-se as curvas ajustadas para o modelo cinético de Primeira ordem.

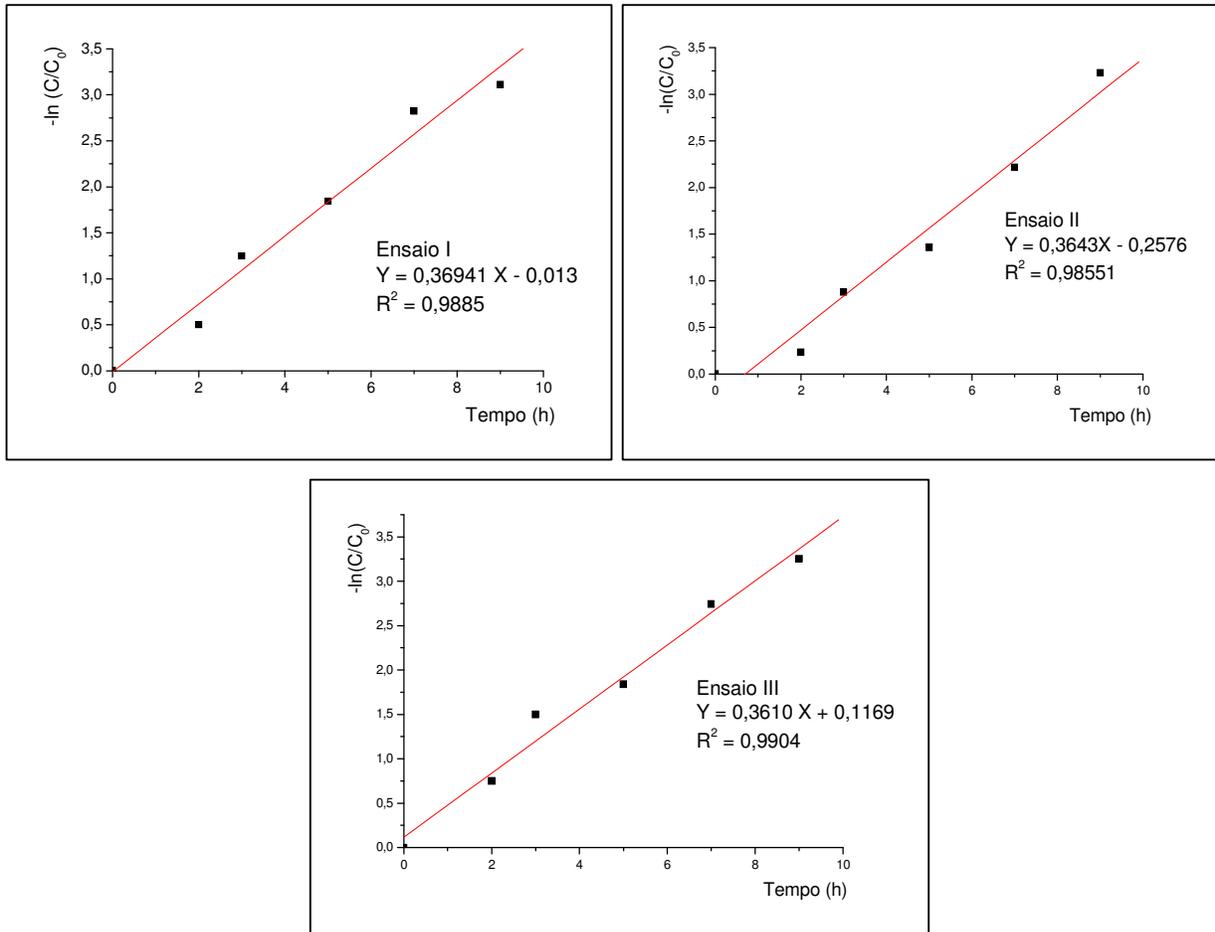


FIGURA 5.10 Curvas ajustadas para o modelo cinético de Primeira Ordem.

A partir do coeficiente angular dado pelas curvas de ajuste do modelo de Primeira Ordem, obtêm-se os valores da constante de velocidade aparente, K_1^{app} . Assim, o valor médio da constante de velocidade para a reação de primeira ordem foi de $0,3649 \text{ h}^{-1}$ ou $8,76 \text{ d}^{-1}$.

Nos três ensaios cinéticos realizados, foi observado que não houve variação significativa da biomassa (SSV). Por isso foi utilizado o valor médio do SSV para determinar a constante cinética específica ($K_{\text{esp}}^{\text{app}}$), que é o valor obtido da constante

K_1^{app} dividido pelo valor do SSV. Os valores dos SSV obtidos a cada intervalo de tempo estão apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 Valores de SSV ao longo do monitoramento do ensaio cinético aeróbio.

Ensaio I		Ensaio II		Ensaio III	
Tempo (h)	SSV (mg/L)	Tempo (h)	SSV (mg/L)	Tempo (h)	SSV (mg/L)
0	727	0	850	0	944
2	710	2	857	2	857
3	733	3	880	3	943
5	787	5	813	5	938
7	700	7	824	7	981
9	718	9	775	9	912
Média ± DP	729 ± 31	Média ± DP	833 ± 37	Média ± DP	929 ± 42

A constante específica aparente de primeira ordem de remoção de matéria orgânica do esgoto do campus da UFOP foi em média 0,011 L/mg SSV.dia. Segundo Mendonça(2001) citado por Mendonça (2002), o valor geralmente adotado desse parâmetro cinético a 20°C, para água residuária doméstica, é de 0,02 L/mg SSV.dia.

As constantes cinéticas apresentadas neste trabalho serão utilizadas no cálculo de volumes, áreas, para o dimensionamento das unidades da futura estação de tratamento de esgoto do campus Morro do Cruzeiro, projeto este, que já vem sendo executado por uma equipe de estudantes de engenharia civil e ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto. A Estação de tratamento de esgoto da UFOP (ETE – UFOP) constituirá de três sistemas em paralelos, cada um recebendo um terço da vazão total afluente à ETE: um sistema será composto de um reator UASB seguido de biofiltro aerado, o segundo sistema de um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio e o terceiro sistema uma fossa séptica seguida de filtro anaeróbio.

5.3.2 Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbio

Com objetivo de avaliar a biodegradabilidade do efluente do Campus Morro do Cruzeiro da UFOP, foi realizado teste similar ao da determinação da atividade metanogênica específica de um lodo proveniente de um reator UASB, de uma ETE tratando esgotos domésticos, utilizando como substrato ao invés de glicose o esgoto do campus da UFOP..

Os dados obtidos no teste de AME relativos às áreas cromatográficas do metano produzidas ao longo do ensaio e a produção acumulada de metano, estão apresentados no Anexo A.

Na Figura 5.8 são apresentadas as curvas de produção acumulada de metano obtidas durante a realização do ensaio e na Figura 5.9 as curvas de atividade metanogênica, obtidas a partir da regressão linear dos pontos do trecho retilíneo de maior inclinação. O coeficiente angular da equação de reta representa a atividade metanogênica do lodo (mmolCH_4/d), para degradar o material orgânico do esgoto do campus. Converteu-se o valor da atividade metanogênica para $\text{gDQO-CH}_4/\text{d}$ e dividiu-se este resultado pela concentração inicial de biomassa no frasco (gSSV) obtendo-se a taxa de degradação do material orgânico do esgoto, sendo encontrado o valor de $0,06 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV.d}$. A Tabela 5.8 apresenta os valores de AME para cada frasco.

O ensaio da AME é comumente utilizado para avaliar a capacidade do lodo anaeróbio em produzir metano pela conversão de substratos orgânicos. Porém os resultados deste trabalho foram comparados também com trabalhos que investigaram a AME em lodo de reatores anaeróbios, sob condições inibidoras à população metanogênica, devido à possibilidade de substâncias tóxicas (metais pesados) em efluentes de campi universitários.

Lopes (1994) citado por Mendonça (2004) estudou o efeito tóxico do nitrogênio amoniacal na AME de lodo de esgoto sanitário, verificando que concentrações da ordem de 200 a 800mg/L do nitrogênio amoniacal tenderam a diminuir a AME, enquanto que concentrações de 800 a 2700mg/L provocaram decréscimo acentuado da atividade. O valor obtido no trabalho foi de $0,044 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV.d}$, quando a concentração de nitrogênio foi de 208mg/L.

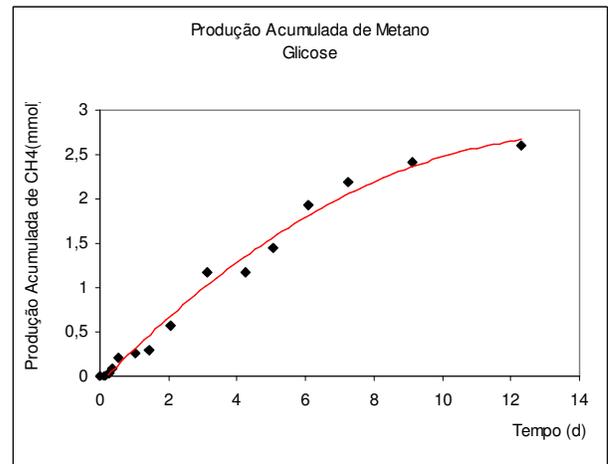
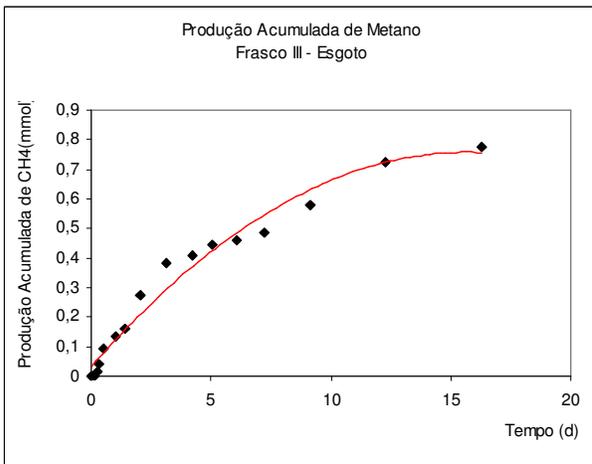
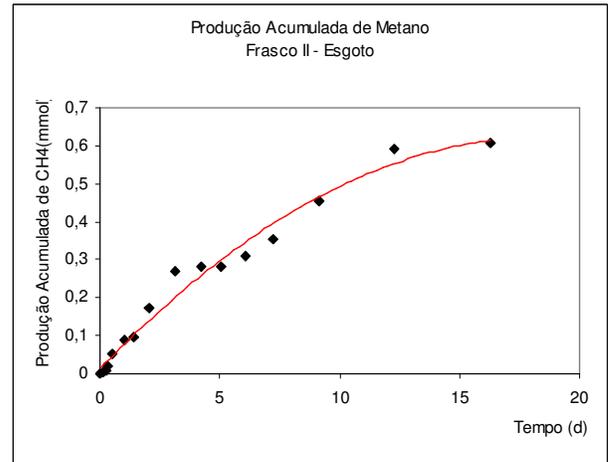
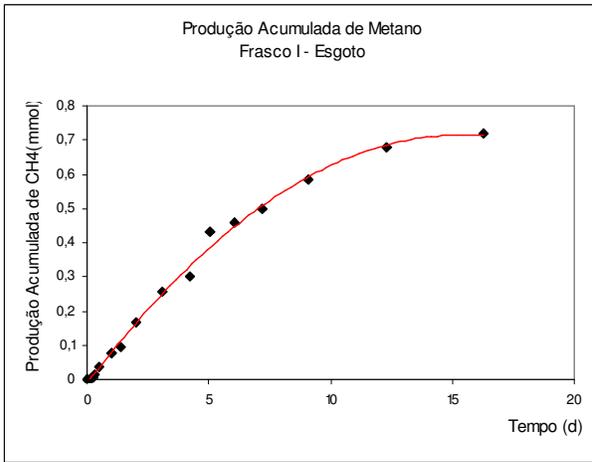


FIGURA 5.11 Curvas de Produção Acumulada de metano (mmol) para a relação A/M = 0,5.

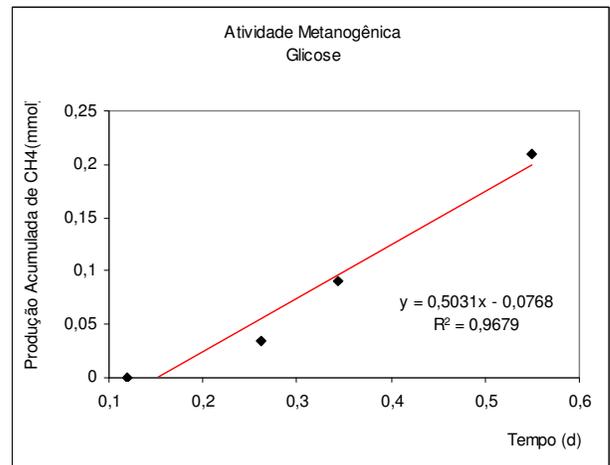
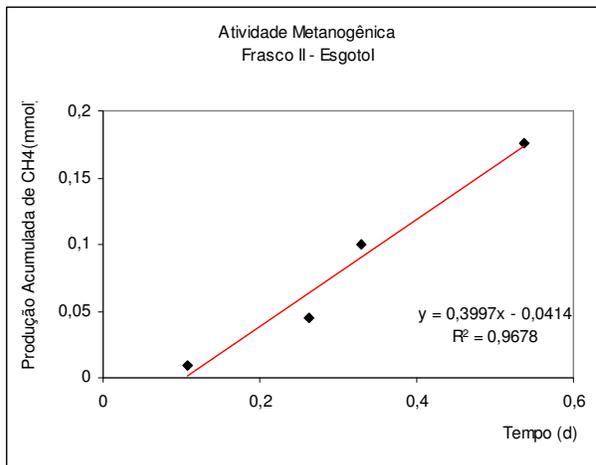
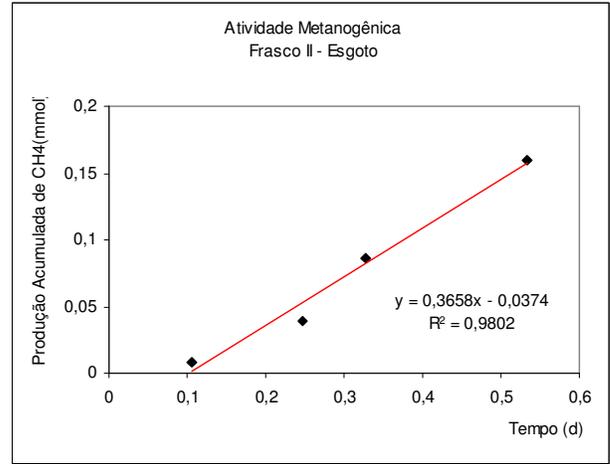
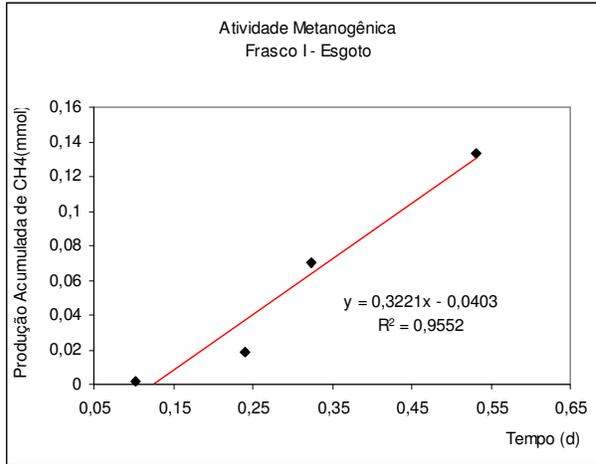


FIGURA 5.12 Curvas da Atividade Metanogênica (inclinações das retas), para cada ensaio.

De acordo com a Tabela 5.8, observa-se que o resultado de AME para o frasco controle contendo glicose de 0,08 gDQO_{CH4}/gSSV.d. Esse valor encontra-se dentro da faixa de valores típicos de AME de lodos anaeróbios, como citado por vários autores, que variaram de 0,001 a 1,50 gDQO/gSSV.d (FIELD et al, 1988, citado por SILVA,2005).

O valor de 0,06 gDQO/gSSV.d da AME tendo como substrato o esgoto do campus, situa-se dentro da faixa de valores encontrados por Silva et al,(2000) de 0,037 à 0,1279 gDQO/gSSV.d, em estudos realizados para avaliar a AME da biomassa do reator UASB que recebe lodo aeróbio de lavagem de biofiltros aeróbio.

A produção média acumulada de metano foi de 0,701mmol o que equivale a uma DQO degradada de aproximadamente 45mg. A massa de DQO inicial inoculada foi de 90mg, portanto ocorrendo a biodegradabilidade anaeróbia do esgoto do campus Morro do Cruzeiro de apenas 50%.

A baixa atividade metanogênica específica e a baixa biodegradabilidade do esgoto em estudo encontrada neste ensaio podem ter sido comprometidos por erros experimentais, como vazamentos do biogás na seringa e falta de continua de agitação dos frascos.

Tabela 5.8 Taxa de degradação do esgoto do campus e AME para a glicose

Substrato	Frasco-Reator	Coefficiente angular da reta.	Taxa de degradação/AME (gDQO _{CH4} /gSSV.d)
Esgoto Campus	I	0,3221	0,0515
	II	0,3658	0,0585
	III	0,3997	0,0639
Glicose	Glc	0,5031	0,0804

5.4 Monitoramento Reator UASB

Inicialmente foram realizados, no reator UASB, alguns testes hidráulicos, como o teste de estanqueidade, visando detectar possíveis problemas na confecção e montagem do reator. Durante duas semanas foram detectados e solucionados vazamentos, foi calibrado o volume útil do reator e ajustada a vazão a qual seria alimentada o reator. Esta medida preveniu a ocorrência de inconvenientes operacionais que prejudicariam a perfeita operação do reator UASB.

Através dos resultados da caracterização do esgoto da UFOP é possível avaliar que este tem a tendência de apresentar concentrações típicas de esgotos domésticos, com valores médios de DBO e DQO de 280 e 670 mg/L, respectivamente.

Na Tabela 5.9 estão apresentadas as características principais do esgoto gerado pelo campus do Morro do Cruzeiro, valores referentes a todas as amostragens realizadas durante este trabalho.

Tabela 5.9. Características do esgoto bruto gerado pela UFOP.

Parâmetros	Esgoto Bruto	Média
DBO (mg/L)	130 - 430	280
DQO _{Total} (mg/L)	215 - 1370	670
DQO _{Filt.} (mg/L)	65 - 340	230
SST (mg/L)	115 - 585	230
N-NTK (mg/L)	25 - 90	50,5
P-Total (mg/L)	3,50 - 7,80	5,52
pH	6,89 - 7,70	7,27

A partida do reator UASB pode ser definida como o período transiente inicial, onde se utilizou um lodo de inóculo proveniente de uma ETE tratando esgotos domésticos, portanto pode-se considerar que o inóculo já está adaptado ao efluente do campus do Morro do Cruzeiro por este apresentar características físico-químicas semelhantes aos esgotos domésticos.

O lodo proveniente de um reator UASB, foi caracterizado quanto aos parâmetros SST, SSF e SSV, conforme descrito no item 4.2.1 e os resultados estão expressos na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 Caracterização do Lodo de Inóculo

Parâmetros	g/L
SST	51,46
SSF	19,17
SSV	32,29

O volume de inóculo para a partida do sistema é usualmente determinado em função da carga biológica inicial aplicada ao sistema de tratamento. Foram inoculados 5 L de lodo no reator UASB, cerca de 17 % de seu volume total, resultando em uma massa de 161,45 g SSV inoculados.

Segundo Chernicharo (1997), a carga orgânica específica é o parâmetro que caracteriza a carga orgânica aplicada ao sistema em relação à quantidade de biomassa presente no reator. Para a partida do UASB a carga orgânica específica foi de 0,13 Kg DQO/Kg SSV. dia, ficando assim na faixa de 0,05 a 0,5 Kg DQO/Kg SSV. dia sugerido pelo autor.

O período de partida teve duração de apenas 12 dias em função da eficiência do processo, sendo que a partir do 13º dia a carga orgânica específica foi aumentada para 0,27 kg DQO/Kg SSV. dia, início do regime operacional.

Os critérios operacionais incluindo a fase de adaptação do lodo são apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11. Parâmetros de operação.

Parâmetros	Unidade	Fase	
		Partida	Operacional
Vazão afluyente	L/h	1,5	3,0
TDH	h	20	10
COV	KgDQO/m ³ .d	0,78	0,67
CHV	m ³ /m ³ .d	1,2	2,4
Vascencional afluyente	m/h	0,08	0,17

Os valores da Carga Orgânica Volumétrica (COV) foram obtidos a partir das concentrações médias dos períodos de partida e fase operacional. A velocidade afluente equivale à velocidade ascendente no compartimento de digestão.

O desempenho do Reator UASB foi analisado em relação às eficiências de remoção de DQO e de retenção de SST.

Na Tabela 5.12 estão apresentados os valores médios, mínimos, máximos, medianas e desvios-padrão do afluente e do efluente do reator UASB.

Tabela 5.12 Estatística Descritiva dos resultados no período de partida e no regime operacional

Parâmetro	Estatística Decritiva	Partida		Fase Operacional	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO Total (mg/L)	Média	654	171	283	69
	Mínimo	531	151	198	30
	Máximo	930	190	406	110
	Mediana	588	168	279	75
	Desvio Padrão	164	15	69	27
DQO filtrada (mg/L)	Média	217	128	121	51
	Mínimo	137	86	36	25
	Máximo	308	153	190	88
	Mediana	225	137	114	48
	Desvio Padrão	67	28	47	21
SST(mg/L)	Média	346	35	112	7
	Mínimo	163	14	75	3
	Máximo	605	64	178	17
	Mediana	343	30	110	7
	Desvio Padrão	180	18	29	3
pH	Média	7,15	7,32	7,27	7,20
	Mínimo	7,00	7,20	6,50	6,97
	Máximo	7,40	7,41	7,75	7,47
	Mediana	7,12	7,33	7,33	7,20
	Desvio Padrão	0,17	0,09	0,33	0,15
T°C	Média	20,9	20,8	23,0	23,2
	Mínimo	18,0	18,0	21,0	21,0
	Máximo	24,0	24,0	25,0	25,0
	Mediana	20,5	20,0	23,0	23,0
	Desvio Padrão	2,2	2,3	1,4	1,5

Para esgotos domésticos sendo tratados na faixa de temperatura em torno de 20°C, tem-se adotado tempos de detenção hidráulica da ordem de 8 a 10 horas para vazão média (Chernicharo,1997). Devido à ausência de um sistema de aquecimento no reator, e reconhecendo-se as variações de temperatura da cidade de Ouro Preto, em

média abaixo de 25°C, optou-se por operar o reator a um TDH de 10 horas. De acordo com o TDH estipulado a vazão era calibrada todos os dias evitando-se variações devido a possíveis entupimentos, por acúmulo de sólidos nas tubulações anteriores à bomba peristáltica.

Podem ser observados pela figura 5.13 que ocorreram variações na temperatura no interior do reator na faixa de 18 e 26°C. A temperatura média foi de 23°C, com isso o reator operou na faixa mesofílica (entre 20 a 45°C).

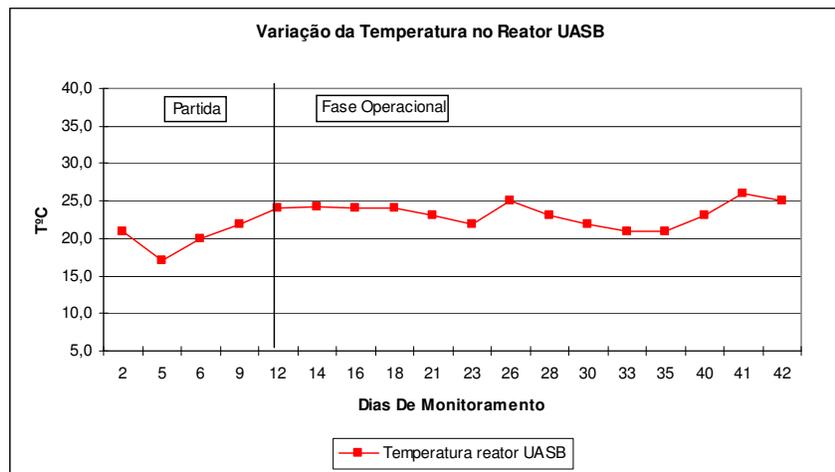


Figura 5.13 Variação da Temperatura no interior do Reator UASB

O pH afluente ao reator UASB apresentou valores compreendidos entre 6,50 e 7,75, com um valor médio de 7,22. O efluente apresentou valores entre 6,97 e 7,47, com um valor médio de 7,20. Analisando o valor médio de entrada e saída, vê-se que não houve diferença acentuada entre esses, demonstrando boas condições de tamponamento. Esse é um fator importante, pois o pH no interior do reator deve ser mantido sempre acima de 6,2 e preferencialmente na faixa de 6,8 a 7,2, faixa de melhor eficiência dos reatores anaeróbios (METCALF & EDDY, 1991).

Durante o período de partida, até o 12º dia, observaram-se valores de DQO total afluente entre 531 e 930 mg/L, valores superiores aos apresentados durante a fase operacional, com vazão de 3,0 L/s, em que os valores de DQO total afluente situaram-se entre a faixa de 198 e 406 mg/L, essa diferença se deve à diluição causada pelas águas de chuva que se iniciaram no final da fase de partida (Figura 5.2).

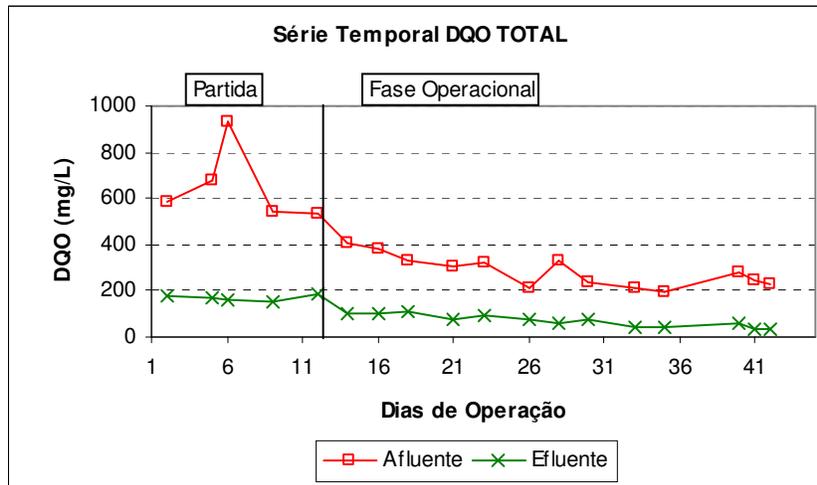


Figura 5.14 Variação DQO_T afluente e efluente.

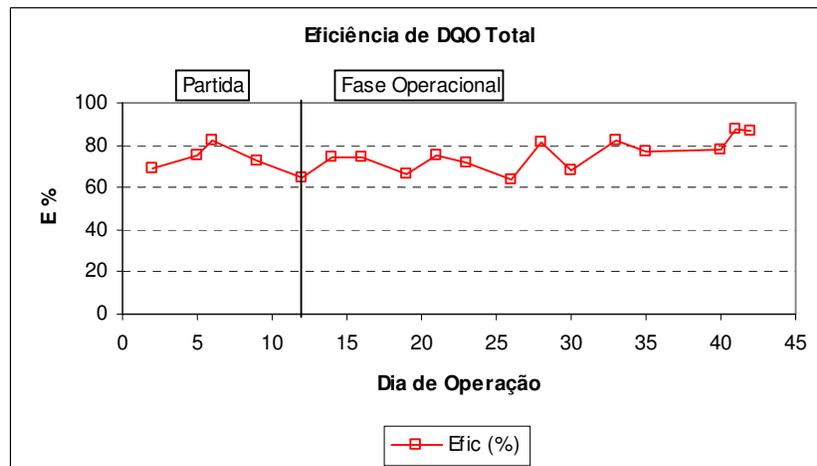


Figura 5.15 Variação da eficiência de remoção de DQO_T .

Houve uma boa adaptação da biomassa inoculada no reator UASB ao esgoto bruto da UFOP, devido à semelhança de suas características quantitativas físico-químicas com a origem do lodo, o qual procedeu de um reator UASB tratando esgotos sanitários domésticos. Esse fato pode ser observado pela Figura 5.14, onde a eficiência de remoção de DQO_T média, durante a fase de partida, foi de 73 %, variando de 64,2 e 82,4%.

Pela análise da Figura 5.15, nota-se que durante o regime operacional, tendo sido a vazão dobrada, o sistema continuou a apresentar boa eficiência. A eficiência média de remoção de DQO total foi de 76 %, variando entre 63,5 a 87,2 %.

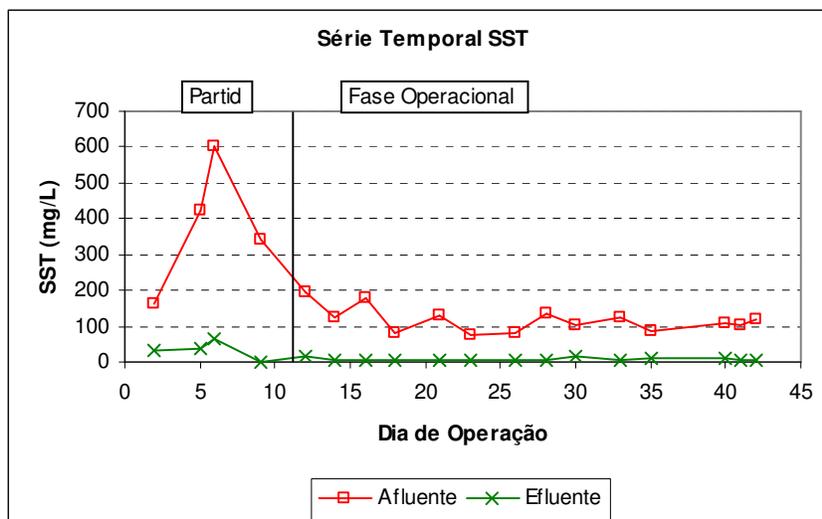


Figura 5.16 Variação de SST afluente e efluente.

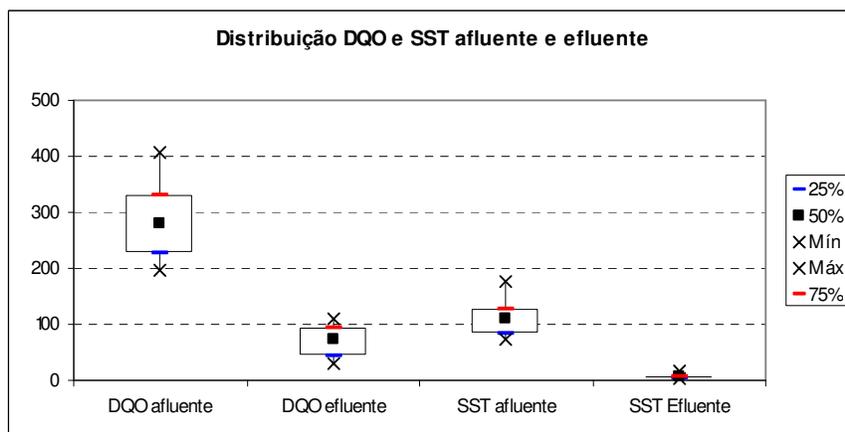


Figura 5.17 Distribuição DQO_T e SST, afluente e efluente.

Durante a fase de partida os valores de sólidos suspensos totais (SST) apresentaram valores entre 163 e 605 mg/L no afluente e 14 e 64 mg/L no efluente. Os valores médios afluente e efluente foram 346 e 36 mg/L, respectivamente. Já durante a fase operacional SST apresentaram valores compreendidos entre 75 e 178 mg/L no afluente e 3 e 17 mg/L no efluente. Os valores médios, afluente e efluente, foram de 112 e 7 mg/L, respectivamente. A exemplo da DQO_T, os baixos valores de SST apresentados na fase operacional se devem à diluição causada pelo período de chuva que se iniciou no 13º dia.

O reator apresentou uma excelente retenção de sólidos suspensos totais, com eficiência de retenção compreendidas entre 83,5 e 97,6%, com média de 93 %.

A produção de gás no sistema foi de aproximadamente 1 L/d, considerada como sendo muito pequena. A carga orgânica aplicada ao reator foi de 0,67 Kg DQO/m³.d, portanto, para cada kg de DQO alimentada ao reator ocorreu a geração de cerca de 1,5 litros de gás. Vieira e Souza (1986) estima que, durante o tratamento anaeróbio de esgoto sanitário em reator UASB, cada Kg de DQO introduzida ao sistema acarretaria na produção de 119 litros de gás. Os resultados obtidos neste trabalho são muito inferiores aos citados na literatura uma vez que o sistema de medição do gás apresentou vazamentos durante o monitoramento. Uma vez que a produção de biogás não foi o objetivo principal deste trabalho não comprometeu os resultados.

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos durante a realização deste trabalho permitem apresentar as seguintes conclusões:

Caracterização Qualitativa da Bacia de esgotamento do campus

- A relação DQO/DBO para o efluente do prédio do ICEB apresentou valor médio de 2,8, indicando fração biodegradável não elevada a inerte. Porém, ao longo da rede foi observado um decaimento desta relação o que equivale ao aumento da biodegradabilidade do esgoto, pela crescente contribuição de efluentes com características domésticas.
- A caracterização do esgoto final do campus, ou seja, no último ponto amostrado apresenta concentrações típicas de esgotos domésticos, com valores médios de DBO e DQO de 300 e 670 mg/L, respectivamente.
- Foram encontrados valores de pH elevados (~9,0) no ponto de amostragem referente ao prédio do ICEB, porém ao longo da rede este valor tende a neutralidade, apresentando no esgoto final valores entre 7,2 e 7,58.
- Os metais estrôncio, zinco, cobre, ferro, manganês e bário, em todos os pontos amostrados, apresentaram concentrações muito inferiores aos valores máximos exigidos pela Legislação. E os metais berílio, cádmio, cromo e níquel não foram detectados nas amostras dos efluentes.

Caracterização Quantitativa da Bacia de esgotamento do campus

- A bacia de esgotamento em estudo recebe contribuições da maior parte dos prédios do campus (atualmente, 12 prédios). Os valores de vazão média ($Q_{Méd.}$), vazão mínima ($Q_{Mín.}$) e vazão máxima ($Q_{Máx.}$) obtidos durante o período de aulas foram de 2,42; 1,33 e 3,36 L/s. O que equivale a uma vazão média aproximada de 209 m³/dia.

Ensaio de Biodegradabilidade aeróbio e anaeróbio

- O ensaio de degradação aeróbio foi melhor ajustado pelo modelo de primeira ordem. O parâmetro cinético, K^{app} , obtido, tem relação direta com a biodegradabilidade dos substratos, pois representa a constante que relaciona a concentração de substrato com a taxa de utilização de substrato, ou seja, a velocidade de biodegradação. O valor da constante cinética aparente foi de $0,3649 \text{ h}^{-1}$ ou $8,76 \text{ d}^{-1}$ e a constante cinética aparente específica K^{app}_{esp} , apresentou valor de $0,011 \text{ L/mgSSV} \cdot \text{dia}$. O teste de biodegradabilidade aeróbia apresentou uma eficiência de 96% na remoção da DQO total.
- O baixo resultado obtido no teste de atividade metanogênica específica de $0,0579 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV} \cdot \text{d}$, e a eficiência de apenas 50% na degradação da DQO inoculada, sugere a inibição da biomassa por compostos tóxicos. Porém, erros experimentais ocorridos durante o ensaio, como vazamento na seringa de injeção do biogás, e um lodo com baixa atividade metanogênica podem ter comprometido os resultados.

Monitoramento Reator UASB

- O reduzido tempo da fase de partida para a aclimação dos microorganismos anaeróbios demonstrou uma elevada afinidade da biomassa pelo substrato.
- Para o tempo de detenção hidráulica de 10 horas adotado e temperatura ambiente média de $23 \text{ }^\circ\text{C}$, o reator UASB apresentou boa remoção de DQO_T e SSV, em torno de 76% e 93%, respectivamente. Versiani et. al (2005) operaram na Estação Experimental de Esgotos da UFRJ (CETE Poli/UFRJ) um reator UASB, onde obtiveram para o tempo de detenção hidráulica de 5 horas eficiência média de remoção de DQO e SST de 81 e 89%, respectivamente.
- O funcionamento do reator mostrou-se estável com boas condições de tamponamento, retenção e digestibilidade de sólidos, demonstrando que as configurações de projeto do reator UASB garantiram a boa eficiência do sistema.

Em paralelo a este trabalho e a partir dos resultados aqui apresentados está em andamento a Elaboração do Projeto – Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (ETE), Campus Morro do Cruzeiro, da Universidade Federal de Ouro Preto – MG, por uma equipe de 7 alunos de engenharia civil e ambiental. Esta estação terá como finalidade atender os propósitos de ensino e pesquisa para os diversos cursos de graduação e pós-graduação da universidade, além é claro do tratamento do esgoto gerado nos prédios da universidade. Para a continuidade deste projeto as seguintes recomendações são sugeridas:

- Monitoramento mais contínuo da vazão de esgoto do campus, através da construção dos hidrogramas de vazão semanais e mensais, incluindo período de férias.
- Realização de novos testes de atividade metanogênica na avaliação de possíveis efeitos tóxicos do esgoto do campus sobre a biomassa, no sentido de validar os resultados obtidos neste trabalho.
- Avaliar o desempenho do Reator UASB no tratamento do esgoto do campus, sob outras condições operacionais (variando o TDH), principalmente o comportamento do reator durante períodos de baixas temperaturas.
- Apresentar uma proposta de um sistema de gerenciamento de resíduos para os diversos laboratórios do campus da UFOP, evitando assim seu incorreto lançamento na rede de esgoto.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERGUINI, L. B. A.; SILVA, L. C.; REZENDE, M. O. O. *Laboratório de resíduos químicos do campus USP-São Carlos – resultados na experiência pioneira em gestão e gerenciamento de resíduos químicos em um campus universitário*. Revista Química Nova, v. 26, nº 2, p.291-295, 2003.

ALVES, L. C.; CAMMAROTA, M. C.; FRANÇA, F. P. *Inibição de lodo biológico anaeróbio por constituintes de efluentes de laboratório de controle de poluição*, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 3, p. 236-242, 2005.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; MONTEGGIA, L. O. *Metodologia para determinação da atividade metanogênica (AME) em lodos anaeróbios*. Revista ABES, v. 12, nº 2, p. 380-389, abr./jun. 2007.

ARAÚJO, V.A. de. *Gestão de resíduos especiais em universidades: estudo de caso da Universidade Federal de São Carlos*. 2004. 154p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Departamento de Engenharia Civil da UFSCar, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

AWWA/APHA/WEF. *Standard Methods for the Examination of water and wastewater*, 20th edition, 1998. Washington.

BAILEY, J. E. & OLLIS, O. F. *Biochemical engineering fundamentals*, 2.ed., McGraw-Hill, Singapura, 1986, 984p.

BASSANI, F. de. *Diagnóstico da situação atual do sistema de esgoto no campus I da Universidade de Passo Fundo – RS: parâmetros iniciais para o projeto de uma estação de tratamento compacta*. 2005. 141p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura de Passo Fundo, Universidade de Passo Fundo, Rio Grande do Sul, 2005.

BASTOS, R. K. X.; MOUNTEER, A. H.; NASCIMENTO, L. E. *Apostila de aulas práticas: qualidade da água*, Viçosa, 2003, 37p.

BRASIL. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências, 1981. 7 p. Disponível em: <http://www.lei.adv.br/6938-81.htm>> acesso em 04/2007.

BUSATO, R. *Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE de Imbituva*. 2004. 237p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2004.

CAMPOS, J.R.; ANDRADE NETO, C. O. *Introdução*. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. [s.l.: s.n.], 1999. p.1-28.

CHERNICHARO, C. A. L.; HANDEL, A. V.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. *Introdução*. In.: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Belo Horizonte: [s.n.], 2001. p.19-34.

CHERNICHARO, C.A. L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, v. 5, 1. ed.: SEGRAC, 1997, 243P.

[CNUMAD] CONFERENCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. Agenda 21- capítulo 21: manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com os esgotos. Disponível em <http://www.ambiente.sp.org.br/agenda21/ag21.htm>> acesso em 05/2007.

CONSELHO NACIONAL DE POLITICA AMBIENTAL – COPAM. Deliberação Normativa n. 10, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Minas Gerais, 1986. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/action/Consulta.do> > Acesso em 03/2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. . Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm> > Acesso em 03/2007

FORESTI, E. FLORÊNCIO, L.; HANDEL, A.V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, F.F. F. *Fundamentos do tratamento anaeróbio*. In.: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. [s.l.:s.n.], 1999. p.29-52.

HELLER, L.; NASCIMENTO, N. O. *Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil: necessidades e tendências*. Revista ABES, v.10, n. 1, p. 24-35, 2005.

INFORMATIVO ABES – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – *Tecnologia: centro de tratamento já está treinando graduados no Fundão*. Rio de Janeiro, ano 13, p. 10, jun./ago.2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA [IBGE]. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Disponível em <http://www.ibge.gov.br> acesso em 04/2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995, 676p.

MARÇAL JUNIOR, E. *Curso de tratamento de esgoto-cedido pela Empresa de Engenharia Ambiental – EEA*. Disponível em <http://www.comitepcj.sp.gov.br> acesso em 04/2005.

MENDONÇA, L.C. *Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. 2002. 240p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill,1991.

PORTO, R. ., *Hidráulica básica*, 3. ed., São carlos.: EESC-USP,2004, 540p.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO [PNUD Brasil]. Relatório do Desenvolvimento Humano 2006. Disponível em <http://www.pnud.org.br/rdh/> acesso em 03/2007.

RAMOS, M. M. *Apostila de Hidráulica agrícola e suas aplicações*. Departamento de Engenharia Agrícola- UFV, Viçosa, 1989, 35p.

RIZZO, A. C. L.; LEITE, S. G. F. *Produção de sulfeto em reator do tipo UASB e sua potencial aplicação na remoção de metais pesados de efluentes*. Série Tecnológica, Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004, 102p.

ROCHA, M.A.G., FLORENCIO, L., KATO, M.T., SILVA, A. M.R.B. *Avaliação e comparação entre a atividade metanogênica específica de esgotos doméstico e industrial*. In: ANAIS 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL, J. Pessoa, 2001

RUMPF, M.I.; FERGUSON, J. F. *Anaerobic pré-treatment of a landfill leachate for metals and organics removal*. In: PROCEEDINGS of ASCE. 1990.

SILVA, A. L. B.; ANDRADE, M. C. F. E.; LOUZADA,A. G.; ROCHA, M. L. A. F.; GONÇALVES, R. F.; CASSINI, S. T. A. *Avaliação da qualidade microbiológica da biomassa metanogênica de lodo proveniente de UASB digerindo lodo aeróbio de descarte, através do teste de atividade metanogênica específica* In: SEMINÁRIO DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, V., 2003, Vitória, Anais...Espírito Santo:ABES, 2005. Disponível em <http://www.abes-es.org.br/artigos.htm> Acesso em 05/2006.

SILVEIRA, B. I. *da Cinética Química das Reações Homogêneas*. Curitiba., Editora Edgard Blucher Ltda. 172p. 1996.

SOUZA, C. L., AQUINO, S. F., CHERNICHARO, C. A. L. *Determinação da biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia da espuma produzida em reatores UASB tratando esgotos domésticos*. In: ANAIS DO XV SIMPÓSIO NACIONAL DE BIOPROCESSOS, Recife, 2005.

SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte, v. 2, 3. ed.: SEGRAC, 2005, 452p.

TAUCHEN, J.; BRANDLI, L.L. *A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitários*. *Gestão & Produção*, v. 13, n. 3, p. 503-515, 2006.

VANCE, D. *2 the 4 Techonology Solutions – What’s toxic, what’s not*. Ground water columns, 2002 Disponível em <http://2the4.net/toxic.htm> Acesso em 05/2006.

VERSIANI, B.M. de. *Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ*. 2005. 77p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005

VERSIANI, B.M.; JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN. I. J.; DEZOTTI, M. W. C.; AZEVEDO, J. P. S. *Fatores intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, Anais...Rio de Janeiro:ABES, 2005.

VIEIRA,S. M. M.; SOUZA,M. E. *Development of technology for the use of the UASB reactor in domestic sewage treatment*. In: Seminário internacional sobre tratamento Anaeróbio em Países Tropicais. Anais. São Paulo, CETESB, 1986.

WILSON, F. *Kinetics and reaction order in rotating biological contactors using TOC*, *Water Reserch*, 27(5), 1993, p.1423-1429.

8. ANEXO

Tabela A-I: Áreas de metano obtidas nos cromatogramas, para cada frasco-reator, durante o teste de atividade metanogênica específica.

Tempo (d)	Áreas de metano obtidas nos cromatogramas			
	Frasco I	Esgoto Frasco II	Frasco III	Glicose Frasco controle
0	0	0	0	0
0,102	12305	15632	12654	11455
0,241	105457	101012	125091	281214
0,324	183593	256107	324425	471637
0,531	392394	469916	409339	752455
1,001	332063	311211	325665	321502
1,412	145632	76980	225712	147587
2,017	131155	153955	157871	273865
3,111	83441	82605	90419	183206
4,208	55632	22644	26287	11863
5,052	373153	21060	80385	408379
6,076	212141	194514	76425	745915
7,205	314281	326569	239071	616408
9,115	267301	223659	226875	618877
12,288	213546	258963	367675	500554
16,291	154693	102654	215369	-

Tabela A-II: Quantidade acumulada de metano (em mmol) produzido em cada frasco – reator durante o teste de atividade metanogênica específica.

Tempo (d)	Quantidade de metano produzida ao longo do teste (mmol CH ₄)			
	Frasco I	Esgoto Frasco II	Frasco III	Glicose Frasco controle
0	0,000	0,000	0,000	0,000
0,102	0,001	0,003	0,002	0,000
0,241	0,006	0,008	0,014	0,035
0,324	0,016	0,022	0,044	0,090
0,531	0,037	0,053	0,092	0,210
1,001	0,078	0,089	0,134	0,266
1,412	0,092	0,096	0,159	0,301
2,017	0,165	0,172	0,274	0,567
3,111	0,255	0,269	0,385	1,176
4,208	0,302	0,282	0,407	1,176
5,052	0,430	0,283	0,444	1,452
6,076	0,458	0,309	0,461	1,927
7,205	0,500	0,352	0,486	2,187
9,115	0,583	0,454	0,581	2,420
12,288	0,681	0,591	0,726	2,598
16,291	0,717	0,607	0,778	-

9. TRABALHO SUBMETIDO

Caracterização e Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia dos Esgotos produzidos em campus Universitário

Sueli M. Bertolino *

Química – UFV, Mestranda em Engenharia Ambiental-UFOP

Cornélio F. Carvalho

Professor do Departamento de Química da Universidade Federal de Ouro Preto –UFOP

Sérgio F. Aquino

Professor do Departamento de Química da Universidade Federal de Ouro Preto –UFOP

(*) Endereço para correspondência: Rua Artur Vitorino Coelho, 163 – Bairro Bauxita, CEP: 35400-000, Ouro Preto – Minas Gerais, E-mail: suelibertolino@yahoo.com.br

RESUMO

As Instituições de Ensino Superior (IES) geram consideráveis quantidades de esgotos comparáveis a pequenos núcleos urbanos devido à operação, em seus campi, de lanchonetes, restaurantes, centros de conveniência, alojamentos, hospitais e centros esportivos. Além disso, as universidades geram efluentes potencialmente perigosos em seus diversos laboratórios de ensino e pesquisa, que devido às suas características podem comprometer o tratamento biológico de uma estação de tratamento de esgotos (ETE) municipal ou conferir toxicidade aos corpos receptores dos efluentes não tratados. Sendo assim, o objetivo desse artigo é apresentar resultados de caracterização físico-química e de testes de biodegradabilidade feitos com os efluentes líquidos produzidos no campus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto. A caracterização físico-química mostrou que o efluente final do campus da UFOP possui valor médio de DBO_5 total, DQO total, NTK e P total de 300 mg.L^{-1} , 670 mg.L^{-1} , 56 mg.L^{-1} e 6 mg.L^{-1} respectivamente. Além disso, o monitoramento indicou que todos metais pesados analisados no efluente final estão presentes em concentrações compatíveis com os limites de emissão estipulados pela legislação ambiental de Minas Gerais. A avaliação da biodegradabilidade do efluente corroborou as análises físico-químicas e mostrou que, a despeito da potencial presença de compostos tóxicos, o efluente final pode ser completamente biodegradado aerobiamente (97% eficiência) ou ser parcialmente biodegradado anaerobiamente (50% de eficiência). Tais resultados indicam que um sistema biológico combinado anaeróbio-aeróbio poderia ser utilizado para tratar os efluentes do campus universitário estudado.

Palavras-chaves: Testes de biodegradabilidade, Tratamento de esgotos, Esgotos de campus universitário, Caracterização de efluentes.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)