



TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS COM REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO (UASB) PROTÓTIPO: DESEMPENHO E RESPOSTAS DINÂMICAS ÀS SOBRECARGAS HIDRÁULICAS

Livia Cristina Holmo Villela Oliva

DEDALUS - Acervo - EESC



31100016715

Tese apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos, da Universidade de São
Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em
Hidráulica e Saneamento

ORIENTADOR: Prof. Dr. Eugenio Foresti

São Carlos

1997



Class. TESE - EESC

Curr. 4898

Tombo T 180/97

31100016715

at 0934080

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

048t Oliva, Livia Cristina Holmo Villela
Tratamento de esgotos sanitários com reator
anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo :
desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas
hidráulicas / Livia Cristina Holmo Villela
Oliva. -- São Carlos, 1997.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1997.

Área: Hidráulica e Saneamento


Orientador: Prof. Dr. Eugenio Foresti


1. Reator anaeróbio. 2. Esgotos sanitários.
3. Sobrecargas hidráulicas. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Engenheira **LIVIA CRISTINA HOLMO VILLELA OLIVA**

Tese defendida e aprovada em 05-09-1997
pela Comissão Julgadora:

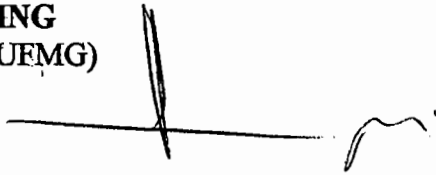

Prof. Titular **EUGENIO FORESTI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

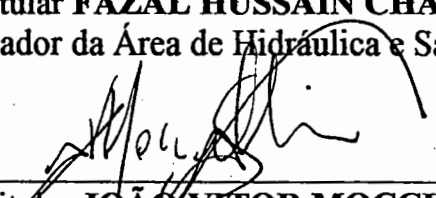

Prof. Associado **EDUARDO CLETO PIRES**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)


Prof. Doutor **JOÃO SERGIO CORDEIRO**
(Universidade Federal de São Carlos - UFSCar)


Prof. Doutor **ROQUE PASSOS PIVELLI**
(Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo)


Prof. Doutor **MARCOS VON SPERLING**
(Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG)


Prof. Titular **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY**
Coordenador da Área de Hidráulica e Saneamento


Prof. Titular **JOÃO VITOR MOCCELLIN**
Vice-Presidente da Comissão de Pós-Graduação
em exercício

AGRADECIMENTOS

Meu carinho e gratidão a:

Eugenio Foresti

Eduardo Cleto Pires
Rosana Filomena Vazoller

Maria Elena, Mário, Emerson, Juliana, Werner e Rogério

Miguel (com saudade), Júlio, Paulo, Cidinha, Eliane, Francisco e Eloísa

Edwin Starr
Antônio Franco Vasconcelos

Pavi e Sá

Darci e Eliane

Glaucius, Maria Amélia e Ciro
Swami e Aurialda
Iveti, Sheila e Fernanda
D. Neyde e Sr. Apolo

Por motivos que, tenho certeza, a todos parecerão óbvios.

Agradeço à CAPES - Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e à FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelo apoio financeiro e à Prefeitura do Campus da USP - São Carlos, e SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto, São Carlos, pelo apoio de infra-estrutura.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xiv
RESUMO.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Objetivos.....	4
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1 Tecnologia de Tratamento de Esgotos Sanitários.....	5
2.1.1 Sistemas Aeróbios e Anaeróbios de Tratamento.....	5
2.1.2 Tipos de Reatores Anaeróbios.....	7
2.1.2.1 Reatores de Baixa Taxa.....	8
2.1.2.2 Reatores de Alta Taxa.....	9
2.1.3 Princípios Básicos do Processo de Tratamento Anaeróbio.....	11
2.1.3.1 Microbiologia do Tratamento Anaeróbio.....	11
2.2 Fatores que podem afetar o desempenho dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos sanitários.....	17
2.2.1 Variação de Vazão.....	17
2.2.2 Composição dos Esgotos Sanitários.....	18
2.2.3 Natureza dos Constituintes.....	20
2.2.3.1 Carboidratos.....	21
2.2.3.2 Lipídios.....	23
2.2.3.3 Proteínas.....	26
2.2.3.4 Produtos da Degradação dos Constituintes do Esgoto Sanitário.....	32
2.3 Características Específicas e Desempenho dos Reatores Tipo UASB.....	33

2.3.1 Características Específicas dos Reatores UASB	33
2.3.1.1 Partida dos Reatores UASB	34
2.3.1.2 Granulação nos Reatores UASB.....	35
2.3.2 Desempenho de Reatores UASB.....	38
2.3.3 Alguns exemplos de Reatores UASB protótipos em operação	39
3. INSTALAÇÕES E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS.....	45
3.1 Descrição do Reator UASB	45
3.2 Caracterização do Esgoto Sanitário.....	50
3.3 Partida do Reator UASB	51
3.4 Acompanhamento do Desempenho do Reator UASB operando com TDH de 8h.....	53
3.5 Ensaio de Respostas Dinâmicas a Sobrecargas Hidráulicas.....	54
4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	56
4.1 Caracterização do Esgoto Sanitário.....	56
4.2 Partida do Reator UASB	65
4.3 Acompanhamento do Desempenho do Reator UASB Operando em Condições de Equilíbrio Dinâmico.....	70
4.3.1 Desempenho do Reator UASB com Relação aos Parâmetros Convencionais.....	70
4.3.2 Monitoramento dos Componentes Carboidratos, Proteínas e Lipídios.....	94
4.3.3 Monitoramento da Produção de Biogás	104
4.3.4 Desempenho do Reator Durante Diferentes Dias da Semana.....	107
4.3.5 Monitoramento através de Amostras Pontuais e Compostas.....	114
4.4 - Estudo de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas	121
4.4.1 Ensaio 2 x Q	121
4.4.2 Ensaio 1,5 x Q	133
4.5 Evolução da Manta de Lodo	146
4.5.1 Sólidos ao Longo da Altura do Reator UASB.....	146
4.5.1 Granulação.....	150
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	155

ANEXO I - TABELAS COMPLEMENTARES - CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO	159
ANEXO II - TABELAS COMPLEMENTARES - PARTIDA E DESEMPENHO EM ESTADO DE EQUILÍBRIO DINÂMICO	171
ANEXO III - TABELAS COMPLEMENTARES - ENSAIOS DE RESPOSTAS DINÂMICAS ÀS SOBRECARGAS HIDRÁULICAS	194
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	211
BIBLIOGRAFIA COMPLEMENTAR	215
APÊNDICE - PROCEDIMENTOS UTILIZADOS PARA A DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE CARBOIDRATOS, PROTEÍNAS E LIPÍDIOS	

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1 - Vias da degradação anaeróbia Gujer e Zehnder (1983) apud Alaerts et al. (1990)	15
Figura 2.2 - Esquema simplificado das vias envolvidas no catabolismo de carboidratos por bactérias fermentativas (McInerney et al. 1981)	22
Figura 2.3 - Degradação de proteína e metabolismo do nitrogênio no Rúmen. Reproduzido de Hespell (1981) apud McInerney (1988)	28
Figura 3.1 - Croqui de localização do sistema de tratamento com reator UASB no Campus de S. Carlos.	47
Figura 3.2 - Fotografia do reator UASB estudado	47
Figura 3.3 - Planta Baixa do reator UASB	48
Figura 3.4 - Planta Alta do reator UASB	48
Figura 3.5 - Corte A -A do reator UASB	49
Figura 3.6 - Corte B-B do reator UASB	49
Figura 4.1 - Variação de DQO (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas	59
Figura 4.2 - Variações de concentrações de Proteínas (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas	60
Figura 4.3 - Variação da concentração de Carboidratos (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas	62
Figura 4.4 - Variação da concentração de Lipídios (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas	64
Figura 4.5 - Variação da concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) - ao longo da altura do Reator - dezembro 1996	68
Figura 4.6 - Variação de pH nos afluente e efluentes e concentrações de Ácidos Voláteis (mg/L) efluentes - Médias Mensais	71
Figura 4.7 - Valores de pH nos afluente e efluente e concentrações de Ácidos Voláteis (mg/L) efluentes - janeiro a novembro 1996	72
Figura 4.8 - Valores das DQO (mg/L) afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	74
Figura 4.9 - Valores de DQO e DQO filtrada (mg/L) efluentes, Porcentagens de DQO filtrada com relação a DQO efluentes (%) - Médias Mensais	75
Figura 4.10 - Valores de DQO (mg/L) afluente e efluente, e Eficiência de Remoção (%) - janeiro a novembro 1996	75
Figura 4.11 - Valores de DQO e DQO filtrada (mg/L) efluentes, e Porcentagens de DQO filtrada com relação a DQO efluente (%) - janeiro a novembro 1996	76

Figura 4.12 - Valores de DBO (mg/L) afluente e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	77
Figura 4.13 - Valores de DBO (mg/L) afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - janeiro a setembro 1996	78
Figura 4.14 - Valores de Sólidos Totais (mg/L) afluente, efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	79
Figura 4.15 - Valores de Sólidos Totais (mg/L) afluente, efluente e Eficiências de Remoção (%) - fevereiro a setembro 1996	80
Figura 4.16 - Valores de Sólidos Suspensos Totais afluente e efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	82
Figura 4.17 - Valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) afluente e efluente e Eficiências de Remoção - fevereiro a setembro 1996	82
Figura 4.18 - Fotografia do efluente do reator UASB (à direita)	83
Figura 4.19 - Valores de Nitrogênio Amoniacal e Orgânico (mg/L) no afluente - Médias Mensais	85
Figura 4.20 - Valores de Nitrogênio Amoniacal e Orgânico (mg/L) no efluente - Médias Mensais	85
Figura 4.21 - Valores de Nitrogênio Total, Amoniacal e Orgânico (mg/L) no afluente -janeiro a novembro 1996	86
Figura 4.22 - Valores de Nitrogênio Total, Amoniacal e Orgânico (mg/L) no efluente - janeiro a novembro 1996	86
Figura 4.23 - Valores de Alcalinidade a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO ₃ /L) no afluente - Médias Mensais	88
Figura 4.24- Valores de Alcalinidade a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO ₃ /L) no efluente - Médias Mensais	88
Figura 4.25 - Valores de Alcalinidade Total, a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO ₃ /L) no afluente - janeiro a novembro 1996	89
Figura 4.26 - Valores de Alcalinidade Total, a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO ₃ /L) no efluente - janeiro a novembro 1996	90
Figura 4.27 - Valores de Concentrações de Fosfato (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	91
Figura 4.28 - Valores de Concentrações de Fosfato (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996	92
Figura 4.29 - Valores de Concentrações de Sulfato (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	93
Figura 4.30 - Valores de Concentrações de Sulfato (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996	94
Figura 4.31 - Valores de Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	96
Figura 4.32 - Valores de Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996	96

Figura 4.33 - Valores de Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	97
Figura 4.34 - Valores de Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996	98
Figura 4.35 - Valores de Concentrações de Lipídios (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	99
Figura 4.36 - Valores de Concentrações de Lipídios (mg/L) no afluente e no efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996	100
Figura 4.37 - Valores de Concentrações Médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) nos afluente e efluente - maio a novembro 1996	101
Figura 4.38 - Porcentagens Médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios no afluente - maio a novembro 1996	102
Figura 4.39 - Porcentagens Médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios no efluente - maio a novembro 1996	102
Figura 4.40 - Valores de DQO, Concentrações e Somatória de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) no afluente - maio a novembro 1996	103
Figura 4.41 - Valores de DQO, Concentrações e Somatória de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) no efluente - maio a novembro 1996	104
Figura 4.42 - Produção Média de Biogás (L/d) - de abril a novembro 1996	105
Figura 4.43 - Composição do Biogás (%) de CH ₄ , CO ₂ e Outros Gases - fevereiro a novembro 1996	107
Figura 4.44 - Valores de DQO (mg/L) no afluente e no efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 de junho 1996	110
Figura 4.45 - Valores de Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 junho 1996	111
Figura 4.46 - Valores de Concentrações de Proteínas (mg/L) no afluente e no efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 junho 1996	112
Figura 4.47 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluente e efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 junho 1996	113
Figura 4.48 - Valores de DQO (mg/L) nos afluente e efluentes - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996	116
Figura 4.49 - Valores de DBO (mg/L) nos afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas maio 1996	117
Figura 4.50 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996	118
Figura 4.51 - Concentrações de Proteínas (mg/L) no afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996	119

Figura 4.52 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996	120
Figura 4.53 -Valores de DQO (mg/L) no afluente durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle	122
Figura 4.54 -Valores de DQO (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle	123
Figura 4.55 - Valores de DQO (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle (desconsiderando-se os ensaios 3 e 8)	124
Figura 4.56 - Valores de DQO/DQO _i no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle	126
Figura 4.57 -Valores de DQO filtrada (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle	128
Figura 4.58 - Valores de DQOfiltrada/DQOfiltrada inicial no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle	129
Figura 4.59 -Valores de Ácidos Voláteis (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas à Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q	130
Figura 4.60 -Valores de Ácidos Voláteis/Ácidos Voláteis inicial Efluentes Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q	131
Figura 4.61 -Valores de da Produção de Biogás (L/h) Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle	133
Figura 4.62 -Valores de DQO (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas à Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	135
Figura 4.63 -Valores de DQO/DOQ _i no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	136
Figura 4.64 - Valores de DQOfiltrada (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	138
Figura 4.65 - Valores de DQOfiltrada / DQOfiltrada inicial no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	139
Figura 4.66 - Valores de Turbidez (UT) do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	140

Figura 4.67 - Valores de Turbidez / Turbidez inicial do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	141
Figura 4.68 - Valores de Cor (UC) do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	142
Figura 4.69 - Valores de Cor / Cor inicial do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle	143
Figura 4.70 - Produção de Biogás (L/h) Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas à Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q e Ensaio Controle	145
Figura 4.71- Valores de Sólidos Totais (ST) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator Médias Mensais	146
Figura 4.72 - Valores de Sólidos Totais Voláteis (STV) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator - Médias Mensais	147
Figura 4.73 - Valores de Sólidos Totais Fixos (STF) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator - Médias Mensais	148
Figura 4.75 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 20 vezes de um grânulo	151
Figura 4.76 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 100 vezes da superfície do grânulo	151
Figura 4.77 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 10.000 vezes da superfície do grânulo	152
Figura 4.78 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 100 vezes da estrutura encontrada no interior dos grânulos	153
Figura 4.79 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 2.000 vezes do interior da estrutura encontrada dos grânulos	153
Figura 4.80 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 5.000 vezes do interior da estrutura encontrada dos grânulos	154

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 2.1 - Custos estimados de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, para populações da ordem de 100.000 habitantes	5
Tabela 2.2 - Distribuição dos Tipo de Processo de Tratamento de Esgotos Sanitários na França, Bacia do Rio Loire-Bretagne	6
Tabela 2.3 - Aspectos Comparativos dos Principais Tipos de Reatores Anaeróbios	11
Tabela 2.4 - Algumas Reações Acetogênicas	13
Tabela 2.5 - Algumas das Principais Reações Metanogênicas	14
Tabela 2.6 - Composição dos Esgotos Sanitários em Países Industrializados	20
Tabela 2.7 - Principais componentes de vários substratos utilizados na digestão anaeróbia	20
Tabela 2.8 - Classificação de Lipídios	24
Tabela 2.9 - Fatores que afetam a Hidrólise Enzimática de Proteínas	29
Tabela 2.10 - Energias envolvidas na produção de H ₂ a partir de amino ácidos	31
Tabela 2.11 - Esquema Geral da Degradação Microbiana dos Constituintes do Esgoto Sanitário	33
Tabela 2.12 - Resultados de Sistemas de Tratamento Anaeróbio de Esgotos Sanitários	38
Tabela 4.1 - Médias diárias dos resultados dos parâmetros analisados de 11 amostras coletadas de outubro 95 a fevereiro 96 em diferentes horários e dias da semana	57
Tabela 4.2 - Valores de DQO (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas	58
Tabela 4.3 - Concentrações de Proteínas (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas	60
Tabela 4.4 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 as 20 horas	61
Tabela 4.5 - Concentração de Lipídios (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas	63

Tabela 4.6 - DQO (mg/L), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg/L) nos afluentes e efluentes - outubro 95 a janeiro 96 - TDH - 16 h	65
Tabela 4.7 - Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg/L) - ao longo da altura do reator - outubro 95 a janeiro 96 - TDH - 16 h	67
Tabela 4.8 - Valores de pH nos afluentes e efluentes e concentrações de Ácidos Voláteis (mg/L) efluente - Médias Mensais	70
Tabela 4.9 - DQO (mg/L) nos afluentes e efluentes, Eficiências de Remoção de DQO e de DQO filtrada (%), relação entre DQO fil e DQO efl - Médias Mensais	73
Tabela 4.10 - DBO (mg/L) nos afluentes e efluentes e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	77
Tabela 4.11 - Concentrações de Sólidos Totais (ST) nos afluentes e efluentes e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	79
Tabela 4.12 - Concentrações de Sólidos Suspensos Totais (ST) nos afluentes e efluentes e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	81
Tabela 4.13 - Concentrações de Nitrogênio Total, Amônia e Orgânico (mg/L) nos afluentes e efluentes - Médias Mensais	84
Tabela 4.14 - Alcalinidade Total, Alcalinidade à Bicarbonato e Alcalinidade à Ácidos Voláteis (mg CaCO ₃ /L), nos afluentes e efluentes - Médias Mensais	87
Tabela 4.15 - Concentrações de Fosfato (mg/L) nos afluentes e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	91
Tabela 4.16 - Concentrações de Sulfato (mg/L) nos afluentes e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	93
Tabela 4.17 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluentes e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	95
Tabela 4.18 - Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluentes e no efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	97
Tabela 4.19 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluentes e no efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais	99
Tabela 4.20 - Concentrações Médias (mg/L) e Porcentagens de Proteínas, Carboidratos e Lipídios no afluente e no efluente - maio a novembro 1996	101
Tabela 4.21 - Produção Média de Biogás (L/d) e (L/kg DQO removida) - abril a novembro 1996	105
Tabela 4.22 - Composição do Biogás (%) de CH ₄ , CO ₂ e Ar - fevereiro a novembro 1996	106

Tabela 4.23 - Resultados de análises realizadas durante uma semana (junho 1996) - às 9 horas	108
Tabela 4.24 - Resultados de análises realizadas durante uma semana (junho 1996) - às 17 horas	109
Tabela 4.25 - Resultados de análises de amostras pontuais realizadas durante o mês de maio (1996)	114
Tabela 4.26 - Resultados de análises de amostras compostas realizadas durante o mês de maio (1996)	115
Tabela 4.27 - DQO (mg/L) no afluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q e Ensaio Controle	121
Tabela 4.28 - DQO (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q e Ensaio Controle	123
Tabela 4.29 - DQO filtrada (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q e Ensaio Controle	128
Tabela 4.30 - Ácidos Voláteis (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q	130
Tabela 4.31 - Produção de Biogás (L/h) - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q e Ensaio Controle	132
Tabela 4.32 - DQO (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle	134
Tabela 4.33 - DQO filtrada (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle	137
Tabela 4.34 - Turbidez (UT) do efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle	140
Tabela 4.35 - Cor (UC) do efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle	142
Tabela 4.36 - Produção de Biogás (L/h) - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle	144
Tabela 4.37 - Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais Fixos (STF) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator - Médias Mensais	149

LISTA DE ABREVIATURAS

- ALC. À AC. VOL. - Alcalinidade a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L)
- ALC. À BICARB. - Alcalinidade a Bicarbonato (mgCaCO₃/L)
- ALC. TOTAL - Alcalinidade Total (mgCaCO₃/L)
- DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
- DQO - Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
- N. am. - Nitrogênio Amoniacal (mg/L)
- N. org. - Nitrogênio Orgânico (mg/L)
- N. Total - Nitrogênio Total (mg/L)
- SDF - Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)
- SDT - Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)
- SDV - Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)
- SÓL. SEDIM. - Sólidos Sedimentáveis (mL/L)
- SSF - Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
- SST - Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
- SSV - Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
- ST - Sólidos Totais (mg/L)
- STF - Sólidos Totais Fixos (mg/L)
- STV - Sólidos Totais Voláteis (mg/L)
- UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

RESUMO

Os resultados obtidos durante operação de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket), tratando esgotos sanitários, são apresentados e discutidos nesta tese. O reator de 18 m³, em fibra de vidro, encontra-se instalado no Campus da USP de São Carlos. Inicialmente procedeu-se a caracterização dos esgotos sanitários, que se apresentaram bastante concentrados. Dentre os constituintes dos esgotos, observou-se forte predominância de Proteínas. Constataram-se variações incomuns nos parâmetros analisados, tanto horárias quanto diárias. No período de partida, o reator foi operado com vazão constante, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 16 horas, e taxa de aplicação volumétrica média de 1,3 kg DQO/m³.d. O reator não foi inoculado. O período de partida observado foi de cerca de 5 meses. O reator operou em condições de equilíbrio dinâmico com TDH de 8 horas, e taxa de aplicação volumétrica média de 2,7 kg DQO/m³.d. Durante esse período as eficiências médias de remoção de DQO variaram de 71 a 83%. Constatou-se eficiências médias de remoção de Carboidratos (80 a 93%), Proteínas (61 a 85%) e Lipídios (75 a 94%). Durante os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, o reator foi operado aplicando-se vazões cinquenta e cem por cento superiores às vazões de operação normal. Para a aplicação do dobro da vazão normal de operação, observou-se resposta, através de aumento imediato de DQO, até que esse pulso fosse interrompido. Com a aplicação de vazões cinquenta por cento superiores à vazão normal de operação foram observados efeitos menores, porém persistentes. Os resultados obtidos, ao longo de 14 meses de monitoramento do reator UASB, permitem que este seja considerado como alternativa tecnicamente viável, e confiável para o tratamento de esgotos sanitários. No entanto, para reatores UASB em que não estão previstas unidades de pós-tratamento, recomenda-se que se utilize alguma forma de amortização dos picos de vazão do esgoto, evitando-se desta forma os efeitos negativos de sobrecargas hidráulicas.

ABSTRACT

The results of the operation of a UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor for domestic sewage treatment are presented and discussed in this thesis. The 18 m³ reactor, constructed in fiberglass, is located inside the Campus of São Carlos - USP. Initially the domestic sewage was characterized and was found to be considerably concentrated. Among the constituents of the sewage, Proteins were predominantly observed. The hourly and daily variations observed for the parameters analyzed were not typical. The reactor was operated with constant flow, hydraulic detention time of 16 hours and volumetric loading rate of 1.3 kg COD/m³, during start-up period. The reactor was not inoculated. A five month start-up period was observed. During stationary operation conditions, the hydraulic detention time was 8 hours and the volumetric loading rate 2.7 kg DQO/m³.d. The mean COD reduction efficiencies varied from 71 to 83% during this period. Carbohydrates mean reduction efficiencies (80 to 93%), Proteins mean reduction efficiencies (61 to 85%) and Lipids mean reduction efficiencies (74 to 94%) were also observed. During the tests of dynamic response to hydraulic overloads the reactor was operated with fifty and one hundred percent of flow rate increase, compared to the normal flow rate applied to the reactor. The hundred per cent increase, promoted an immediate increase in effluent COD, until the reestablishment of flow rate to normal. The fifty per cent increase showed persistent but smaller effects on the performance of the reactor. The results obtained after 14 months of monitoring of the UASB reactor, support its application as a reliable and technically viable alternative for domestic sewage treatment. If the UASB reactor's effluent would not be subjected to further treatment, peak flow rate retention is recommended to avoid possible negative effects due to hydraulic overloads.

1. INTRODUÇÃO

As alternativas para o tratamento de sistemas de águas residuárias são inúmeras, mesmo dentre as simplificadas. De acordo com Grau (1996), alguns termos como “alternativos”, “apropriados”, “adequados”, “competitivos”, “emergentes” são comumente utilizados para qualificar tecnologias e sistemas de tratamento de águas residuárias. Porém, principalmente nos casos dos países em desenvolvimento, esses termos não são definidos, e sua interpretação é normalmente uma questão cultural ou de tradição.

Segundo McCarty (1964), “Os processos anaeróbios de tratamento são de muitas maneiras ideais para o tratamento de águas residuárias e pode-se certamente assegurar o aumento de sua utilização no futuro”.

De acordo com Lettinga et al. (1997), a sociedade humana necessita de soluções para a proteção ambiental que sejam sustentáveis, robustas e economicamente factíveis. Esses autores afirmam também que, à luz dos enormes investimentos em sistemas de coleta de esgotos, os processos aeróbios convencionais para tratamento de águas residuárias tornam-se cada vez mais questionáveis. Muitas vezes, esses sistemas não são economicamente factíveis para países em desenvolvimento ou países industrializados menos prósperos. Além disso, a sustentabilidade dos sistemas convencionais é também questionada. Os autores apresentam os sistemas anaeróbios como tecnologia sustentável para muitas aplicações existentes, ou a serem desenvolvidas, a partir da integração com outros processos biológicos ou físico-químicos.

Segundo Verstraete e Vandeviven (1997) o maior desafio para a digestão anaeróbia na próxima década, é o de convencer os engenheiros sanitaristas a compreenderem e aceitarem que os esgotos sanitários podem ser tratados através de sistema seqüencial anaeróbio-aeróbio. Os autores entendem como razão importante para a falta de interesse no tratamento anaeróbio direto de esgotos sanitários, a dificuldade de fazer negócios com sistemas de baixo-custo. A dificuldade na obtenção de lucros, devido à simplicidade dos

sistemas, seria uma razão importante para sua não aceitação pelas companhias que contratam e vendem esses serviços.

Muitos avanços no conhecimento dos processos anaeróbios foram conseguidos nessas três décadas passadas, desde o enunciado de um dos precursores do desenvolvimento das novas tecnologias de tratamento anaeróbio. O conhecimento adquirido é, sem dúvida, desproporcional ao nível de qualidade de muitos projetos e sistemas implantados. Pode-se afirmar que, no Brasil, a implantação de sistemas mal concebidos e construídos pode ter comprometido, de forma prematura, o avanço dessa tecnologia para tratamento de esgotos sanitários. É evidente que, dentre outros, a disseminação restrita dos conhecimentos pode ser considerada um dos principais fatores responsáveis pelo uso indevido ou má aceitação da tecnologia anaeróbia. É importante que se destaque que os critérios de projeto de reatores anaeróbios são, ainda, essencialmente empíricos, o que torna o projeto das unidades de tratamento aparentemente simples. No entanto, a simplicidade do projeto não decorre da simplicidade dos processos. Pelo contrário, os processos são altamente complexos e o sucesso depende do fornecimento de ambientes, nos reatores, que permitam o estabelecimento de mecanismos de autocontrole.

Portanto, o sucesso de unidades de tratamento anaeróbio depende do conhecimento prévio das características dos afluentes, e do estabelecimento de condições adequadas para que os processos se estabeleçam.

O incremento da aplicação da tecnologia anaeróbia no Brasil pode significar a consagração de sistemas simplificados, que certamente possuem potencialidade de beneficiar comunidades desprovidas de possibilidade de implementação de soluções mais sofisticadas. Hoje o país se vê, notadamente, carente de implantações de soluções simples, que não significam soluções "pobres e descuidadas". As soluções simplificadas devem buscar resolver o problema de estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos sanitários, de maneira confiável. Sempre é possível promover-se sistemas de pós- tratamento em etapa posterior.

O presente trabalho de pesquisa visa obter dados da realidade de uma comunidade de porte médio, para o tratamento de esgotos sanitários, buscando-se as respostas para as interferências desses esgotos, com todas as suas variações, qualitativas e quantitativas, no tratamento anaeróbio, através de um reator de manta de lodo UASB, protótipo.

Os sistemas com reatores anaeróbios de manta de lodo - UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) representam, na atualidade, tecnologia comprovadamente sustentável para

tratamento de ampla variedade de efluentes industriais, e também para os esgotos sanitários. De maneira geral, os sistemas anaeróbios podem ser implementados a custos mais baixos que os sistemas aeróbios, devido à simplicidade dos reatores normalmente utilizados, por não consumirem energia, por poderem ser locados praticamente em qualquer lugar, e em várias escalas, por suportarem altas taxas orgânicas, por produzirem pequenas quantidades de lodo, pelo fato dos microrganismos poderem permanecer longos períodos sem alimentação e por poderem ser combinados com sistemas de pós-tratamento, caso haja necessidade.

Fora algum problema com odor, no início de operação, quase não se pode atribuir desvantagens aos sistemas anaeróbios quando se assume que esses possuem limites e não chegam a promover tratamento completo das águas residuárias. Um dos objetivos do presente trabalho de pesquisa é a busca de alguns desses limites.

O reator UASB, construído em fibra de vidro, de 18 m³, no Campus de São Carlos, constitui uma das ferramentas utilizadas, no sentido de se conhecer os limites do tratamento anaeróbio. Já há muitos anos o Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP, e mais recentemente no Laboratório de Processos Anaeróbios, têm se empenhado no sentido de buscar integrar áreas do conhecimento, através da formação de equipes multidisciplinares para o estudo dos processos de tratamento de águas residuárias, dentre os quais enquadram-se os processos anaeróbios. Exemplo claro desse empenho materializa-se no Projeto Temático - FAPESP: Desenvolvimento de Sistemas Anaeróbios para Tratamento de Águas Residuárias: Concepção, operação, microbiologia, hidrodinâmica e materiais de construção alternativos (1991-1996). O presente trabalho de pesquisa é parte integrante desse Projeto Temático.

Hoje no Campus da USP de São Carlos, existem vários experimentos em escala protótipo, para o tratamento de esgotos sanitários. Um reator de leito fluidizado de 32 m³ está atualmente em operação. A unidade que terá o intuito de promover o pós-tratamento do reator UASB, através de flotação, para a remoção de fosfato e remoção adicional de DQO, encontra-se em fase de montagem.

Por muitas vezes, a falta de recursos financeiros e/ou falta de conhecimento sobre o desempenho, em situação real de operação, de alguns processos de tratamento, têm sido colocadas como alguns dos entraves para a solução da triste situação em que se encontra o saneamento no Brasil. O presente trabalho busca ser uma contribuição concreta,

apresentando uma, entre muitas alternativas tecnologicamente simples, perfeitamente viável e confiável para solução dos problemas mais imediatos.

1.1 Objetivos

O entendimento das influências das variações qualitativas e quantitativas das águas residuárias, especificamente dos esgotos sanitários, nas condições de operação dos reatores anaeróbios de manta de lodo - UASB, visando confiabilidade de desempenho é o objetivo geral do presente trabalho.

Dentre os principais objetivos específicos destacam-se:

- a caracterização do esgoto sanitário, afluente ao reator UASB, coletado em uma região central da cidade de S. Carlos;
- estudo da partida do reator UASB, sem inóculo, buscando-se estudar situações menos favoráveis de operação;
- avaliação do desempenho do reator protótipo durante aproximadamente um ano, para verificação de influências de variações horárias, diárias e sazonais da qualidade do esgoto sanitário, além de variações climáticas;
- avaliação da eficiência de remoção de constituintes como Proteínas, Carboidratos, Lipídios e Fósforo;
- avaliação do efeito de sobrecargas hidráulicas no processo de tratamento e da persistência dos possíveis efeitos, simulando-se situações de variação de vazão normalmente encontrada para esgotos sanitários;
- avaliação do desenvolvimento da manta de lodo e do processo de granulação do lodo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Tecnologia de Tratamento de Esgotos Sanitários

2.1.1 Sistemas Aeróbios e Anaeróbios de Tratamento

As águas residuárias mais diluídas como os esgotos sanitários, têm sido tradicionalmente submetidas a sistemas aeróbios de tratamento. No entanto, devido a vários fatores, coloca-se em questionamento a substituição dos sistemas aeróbios de tratamento de esgotos sanitários por sistemas anaeróbios, mais atrativos, principalmente sob o ponto de vista econômico. Os investimentos, consideravelmente altos, de instalação, operação e manutenção dos processos aeróbios de tratamento, ainda precisam ser acrescidos de unidades de tratamento e disposição do lodo gerado pelos mesmos. O tratamento e disposição final do lodo vem se tornando uma preocupação crescente. As grandes quantidades de lodo produzido nos processos aeróbios e seus altos custos de disposição, colocam o problema do lodo em evidência. Portanto, sob o ponto de vista holístico, as políticas de tratamento de esgotos atuais, que são basicamente centralizadas nos processos aeróbios, são insuficientes para garantirem uma solução ambiental sustentável.

A Tabela 2.1 mostra alguns custos estimados de diferentes sistemas de tratamento.

Tabela 2.1 - Custos em US\$ (dolares americanos) estimados de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, para populações da ordem de 100.000 habitantes

Processo de Tratamento	US\$ por habitante por ano		
	Custos de Investimento	Custos de operação e manutenção	Custos de disposição de lodo
Valos de Oxidação	16,50	16,50 - 22,00	2,20 - 4,40
Filtros Biológicos	16,50	16,50 - 22,00	2,20 - 4,40
Lodos Ativados	16,50	16,50 - 22,00	4,40 - 6,60
Reatores UASB	8,25	8,25 - 11,00	1,10 - 2,20

Fonte: adaptado de Megaert et al. (1992)

Através da Tabela 2.1, nota-se que os custos de investimento dos sistemas aeróbios são duas vezes maiores que os custos de investimentos dos reatores UASB. Os custos de operação e manutenção mostram também essa diferença. Os custos de disposição de lodo são ainda maiores quando comparam-se os sistemas de lodos ativados com os reatores UASB. Os dados mostrados na Tabela 2.1 revelam também o fato dos custos de operação e manutenção serem para todos os casos iguais ou superiores aos custos de investimento. No caso do Brasil, que possui clima apropriado para o processo anaeróbio, os custos de operação dos reatores UASB devem ser inferiores, quando comparados com os custos aplicados em países de clima frio, que é o caso reportado por Megaerts et al. (1992) na Tabela 2.1. Quanto aos custos de disposição de lodo, observa-se que esses são sensivelmente maiores para o processo de Lodos Ativados.

Para exemplificar a grande tradição da utilização dos processos aeróbios, a Tabela 2.2 mostra a distribuição dos tipos de processos de tratamentos utilizados na Bacia do Rio Loire-Bretagne na França no início da década de 90.

Tabela 2.2 - Distribuição dos Tipo de Processo de Tratamento de Esgotos Sanitários na França, Bacia do Rio Loire-Bretagne

PROCESSO	TOTAL (%)
LODOS ATIVADOS	49,7
LAGOAS	26,9
FILTROS BIOLÓGICOS	10,6
DISCOS ROTATIVOS	4,3
OUTROS	8,5

Fonte: Recaut & Vachon (1989), apud Lens & Verstraete (1992)

Sob o ponto de vista de suas potencialidades, os sistemas de tratamento anaeróbios precisam ocupar um lugar de maior destaque na concepção de soluções para o tratamento de esgotos sanitários, em países em desenvolvimento como o Brasil. Esses sistemas são bastante eficazes na remoção de matéria orgânica biodegradável, deixando, em geral, em solução compostos como nitrogênio, e fósforo. Esses compostos podem também ser removidos, caso necessário, por unidades de pós-tratamento.

Dessa forma, acredita-se que as concepções de sistemas modernos de tratamento de esgotos sanitários devam caminhar no sentido de utilização máxima do potencial dos sistemas anaeróbios de tratamento, deixando os sistemas aeróbios para pós-tratamento dos efluentes pré-tratados anaerobiamente, quando necessário, e, muitas vezes, numa segunda etapa de implantação.

2.1.2 Tipos de Reatores Anaeróbios

O processo de digestão anaeróbia pode ocorrer onde exista material orgânico disponível e o potencial redox seja baixo (oxigênio zero), como, por exemplo, no estômago de ruminantes, em pântanos, sedimentos de lagos, aterros sanitários e até em coletores de esgoto sanitário. Por um longo período de tempo os processos anaeróbios têm sido utilizados pelo homem para a estabilização de resíduos e para a produção de gás metano como fonte de energia.

Os tanques sépticos vêm sendo utilizados desde 1895, os tanques Imhoff desde 1905, as lagoas anaeróbias e digestores de lodo são também exemplos de processos anaeróbios já utilizados de longa data. Esses sistemas tradicionais são normalmente definidos como sistemas de baixa taxa, pois normalmente requerem longos tempos de permanência dos resíduos nos reatores e, portanto, grandes volumes. Desde os anos 70, a preocupação com o consumo de energia e também a valorização da ocupação do solo, puseram em destaque o tratamento anaeróbio. Desta forma, foram desenvolvidas novas tecnologias e reatores classificados como sendo de alta taxa, como por exemplo os reatores de leito fluidizado, os filtros anaeróbios, o reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) entre outros (Alaerts et al., 1990). Esses reatores podem reter altas concentrações de biomassa ativa, portanto reduzindo substancialmente o tempo de detenção hidráulico. Eles promovem um contato muito mais efetivo entre a massa microbiana e o substrato. Até muito recentemente, esses reatores foram considerados mais apropriados para resíduos industriais que apresentam altas concentrações de matéria orgânica, especialmente aqueles altamente biodegradáveis. No entanto, a viabilidade do tratamento de esgotos sanitários através de reatores anaeróbios de alta taxa vem sendo estudada há alguns anos. Pesquisas realizadas no Brasil, Colômbia, Índia, Indonésia, têm demonstrado que, desde que as condições de temperatura sejam favoráveis, ou seja, sob condições tropicais, onde a temperatura seja superior a 20°C, este tipo de processo

pode ser viável. Sob condições de baixa temperatura, esta tecnologia ainda é questionada sob o ponto de vista de viabilidade econômica (Alaerts et al., 1990).

Procurar-se-á dar uma visão geral dos tipos de reatores anaeróbios atualmente utilizados para o tratamento de esgotos sanitários. O UASB (upflow anaerobic sludge blanket), ou reator anaeróbio de manta de lodo, será enfocado de maneira especial, já que este reator desenvolvido na Holanda é um dos sistemas mais utilizados na atualidade, dentre os processos anaeróbios, para o tratamento de esgotos sanitários, e é o objeto desta pesquisa.

2.1.2.1 Reatores de Baixa Taxa

Biodigestores: Em partes da Ásia, especialmente na China, Coréia, Nepal e Índia, pequenos reatores têm sido utilizados para tratamento de resíduos agropecuários como estrumes, resíduos de processamento de grãos e, às vezes, para esgotos sanitários. O principal objetivo destas práticas é a produção de fertilizantes. Esses reatores são utilizados somente nas áreas rurais e estão integrados ao sistema agrícola, sendo o efluente um bom fertilizante e livre de patogênicos após uma digestão de 20-30 dias.

Tanques Sépticos: O tanque séptico é uma unidade que remove grande quantidade de sólidos sedimentáveis e matéria orgânica dos esgotos sanitários. Esta unidade consiste em um tanque fechado onde ocorre a sedimentação. O lodo é digerido anaerobiamente e é também adensado nesta unidade. Normalmente os tanques sépticos são unidades pequenas, para até 50 residências, ou utilizadas para edifícios como escolas e hospitais. O tempo de residência do líquido é, em geral, em torno de 1 dia. O efluente contém ainda DBO elevada e patogênicos.

Tanques Imhoff: O tanque Imhoff é um tanque dividido em dois compartimentos, e foi inicialmente idealizado para o pré-tratamento dos esgotos sanitários. Na câmara superior ocorre a sedimentação, e os sólidos retidos no compartimento inferior sofrem digestão anaeróbia. O tempo de residência do líquido é em torno de algumas horas, e o lodo é removido em geral no período de 20-30 dias, ou maior. A unidade é de simples construção e de fácil manutenção. Este tipo de unidade de tratamento pode ser útil para pequenas comunidades, principalmente quando houver falta de pessoal especializado para a manutenção do sistema.

Lagoas Anaeróbias: Esse tipo de unidade de tratamento normalmente faz parte de sistemas de lagoas em série. Em geral, esses sistemas são compostos de lagoas anaeróbias, facultativas

e de maturação. A qualidade do efluente costuma ser razoavelmente boa. O tempo de residência do líquido é da ordem de dias. Apesar de o projeto e operação das lagoas ser relativamente simples, não se deve menosprezar o aspecto de manutenção das mesmas (Alaerts et al., 1990).

2.1.2.2 Reatores de Alta Taxa

Filtros Anaeróbios: Os Filtros Anaeróbios são concebidos de forma a ter seu fluxo ascendente ou descendente. O tipo ascendente parece ter uma eficiência melhor em termos de remoção de sólidos em suspensão. A matéria orgânica é estabilizada através da ação de microrganismos retidos nos interstícios ou aderidos ao material suporte formando biofilme. (Chemicharo, 1996). O filtro anaeróbio vem sendo comercializado e utilizado com sucesso, em todo o mundo, para tratamento de certos tipos de resíduos industriais em escala real (Alaerts et al., 1990). Mais recentemente, com o aumento de conhecimento dos processos envolvidos nesse tipo de unidade, houve uma melhoria sensível na otimização e eficiência desses sistemas, o que acarretou um aumento em sua aplicabilidade. O bom desempenho do processo de tratamento deve-se à possibilidade de reter-se a biomassa por longo tempo, fixa no meio filtrante. Os elevados tempos médios de residência de sólidos que podem chegar até 100 dias, e os tempos de detenção hidráulica curtos, proporcionam aos filtros um grande potencial para sua aplicabilidade em tratamento de águas residuárias diluídas (Chemicharo, 1996).

Processo Anaeróbio de Contato: Este processo é o equivalente anaeróbio do sistema de lodos ativados. Neste sentido, o lodo é submetido à mistura completa no tanque de contato e é separado em um tanque de sedimentação. Mais de 45 unidades deste tipo estão construídas no mundo para o tratamento de efluentes industriais, a maioria delas patenteadas com o nome de "Anamet process" (Alaerts et al., 1990).

Reator de Leito Fluidizado: Este reator foi desenvolvido e implementado em escala real por Gis-Brocades em Delft, Holanda, para o tratamento de efluentes industriais. Outro desenvolvimento deste reator ocorreu nos Estados Unidos, onde efluentes industriais e domésticos eram tratados (Alaerts et al., 1990). Até o momento apenas algumas unidades em escala comercial deste tipo estão em operação, principalmente para tratamento de efluentes industriais. Nota-se no entanto um crescente interesse por parte de pesquisadores nesse tipo

de reator, para o tratamento de esgotos sanitários. Na Escola de Engenharia de São Carlos existe, atualmente em estudo, um reator de 32 m³.

Reator de Manta de Lodo Granular Expandido (EGSB): Este reator é uma modificação do UASB, que vem sendo desenvolvido pela Universidade de Wageningen. Ele difere do UASB pela maior velocidade ascensional do fluxo, segundo Lettinga (1996) entre 2.5 e 5 m/h, resultando na expansão do leito de lodo granulado. Este aumento na velocidade pode ser obtido através de um aumento na relação altura/diâmetro ou pela recirculação do efluente (de Man et al. , 1988, apud Alaerts et al., 1990).

Reator UASB: O Reator Anaeróbio de Manta de Lodo tem sido utilizado para tratamento de efluentes industriais concentrados como, por exemplo: efluentes de indústria alimentícia, de papel, etc. Desde 1986, o sistema vem sido estudado e desenvolvido para o tratamento, também, de esgotos sanitários. Num reator UASB, o fluxo é ascendente através de uma manta de lodo sedimentável. A estabilização da matéria orgânica ocorre na zona da manta de lodo. Não há necessidade de dispositivos de mistura, já que esta é promovida pelo fluxo ascensional e pelas bolhas de gás. Na parte superior do reator ocorre a separação de fases gás-líquido-sólido, através de dispositivo especial típico desse tipo de reator. Apesar de partículas mais leves se perderem juntamente com o efluente, o tempo de detenção médio dos sólidos no reator é mantido suficientemente elevado para garantir uma massa densa de microrganismos (Chemicharo, 1996).

Apresenta-se na Tabela 2.3 breve comparação entre os tipos mais comuns de reatores anaeróbios.

Tabela 2.3 - Aspectos Comparativos dos Principais Tipos de Reatores Anaeróbios

ASPECTOS ANALISADOS	UASB	FILTRO ANAER. FLUXO ASCEND.	FILTRO ANAER. FLUXO DESCEND.	REATOR DE LEITO EXPAND.	REATOR DE LEITO FLUIDIZ.
PARTIDA: PRIMEIRA	4-16 SEMANAS	> 3-4 SEMANAS	> 3-4 SEMANAS	> 3-4 SEMANAS	≅ 3-4 SEMANAS
SEGUNDA	0-2 DIAS	0-2 DIAS	ALGUNS DIAS?	ALGUNS DIAS?	INCERTO
DESEMPENHO QUANTO À EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS	SATISFATÓRIO A BAIXAS E MÉDIAS TAXAS DE CARREGAMENTO	RAZOÁVEL A BAIXAS CONC. DE SS E QUANDO NÃO ENTUPIDO	MUITO RUIM	RUIM	MUITO RUIM
RISCOS DE CURTO CIRCUITO	POUCOS, A MENOS QUE HAJA PROBLEMAS NO SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO	ALTOS, QUANDO A CONC. DE SS É ALTA E EM FILTROS ENTUPIDOS	PEQUENOS	PEQUENOS	QUASE INEXISTENTES
NECESSIDADE DE RECIRCULAÇÃO	GERALMENTE NÃO HÁ NECESSIDADE	GERALMENTE NÃO HÁ NECESSIDADE	PEQUENA	MODERADA	GERALMENTE ALTA
NECESSIDADE DE SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO SOFISTICADO	PARA RESÍDUOS COM BAIXA CONCENTRAÇÃO E COM MANTAS DE LODO DENSAS	PODE SER BENÉFICO	NÃO	NECESSÁRIO	ESSENCIAL
NECESSIDADE DE EQUIPAMENTO DE SEPARAÇÃO DE GÁS	SIM, ESSENCIAL	PODE SER BENÉFICO	NÃO	PODE SER BENÉFICO	BENÉFICO
NECESSIDADE DE MATERIAL SUPORTE	PODE SER BENÉFICO EM ALGUNS CASOS	ESSENCIAL	ESSENCIAL	ESSENCIAL	ESSENCIAL
RAZÃO ALTURA/ÁREA	PODE SER ALTA PARA LEITOS DE LODO GRANULADO	MODERADA	MODERADA	MODERADA(?)	MUITO ALTA

Fonte : Lettinga et al. (1984) apud Alaerts et al. (1990).

2.1.3 Princípios Básicos do Processo de Tratamento Anaeróbio

2.1.3.1 Microbiologia do Tratamento Anaeróbio

O tratamento anaeróbio envolve um processo biológico no qual a matéria orgânica é degradada e biogás (composto essencialmente por metano e dióxido de carbono) é produzido. Este processo ocorre na ausência de oxigênio. As vias de degradação de matéria orgânica estão didaticamente divididas em 4 (quatro) etapas a saber:

Hidrólise

Durante o processo de hidrólise, proteínas, lipídios, e carboidratos são convertidos a monômeros por enzimas extracelulares chamadas de exo-enzimas, excretadas por bactérias

hidrolíticas. As substâncias complexas, e ou particuladas, convertidas por hidrólise passam a ser menos complexas e dissolvidas, podendo passar através da parede celular e membranas de bactérias. Segundo Hulshoff Pol (1996), a hidrólise da matéria orgânica pode ser um processo lento, no qual vários fatores podem influir na maneira em que o substrato é hidrolisado. Esses fatores são a temperatura, o tempo de residência, a composição do substrato, o tamanho das partículas, o pH, a concentração e forma de apresentação do nitrogênio e a concentração dos produtos do próprio processo hidrolítico. A taxa hidrolítica depende fortemente do grau de acesso de exo-enzimas ao substrato a ser hidrolisado.

Acidogênese

A acidogênese é a etapa onde ocorre a produção de ácidos orgânicos de cadeia maior que acético e hidrogênio. Segundo Zeikus (1980) apud Britz et al. (1994), a população acidogênica é a maior, dentre todas as populações envolvidas no processo de digestão anaeróbia, consistindo em cerca de 90% da população total em digestores. A composição do substrato é de fundamental importância na determinação das espécies dominantes e, portanto, na diversidade da comunidade microbiana participante do processo de estabilização. Se a composição do substrato se mantiver estável, uma população acidogênica específica deverá ser selecionada e mantida. O comportamento da etapa acidogênica afeta diretamente o desempenho da etapa metanogênica (Britz et al., 1994). As substâncias a serem degradadas nas células bacterianas, são convertidas em inúmeros compostos simples, para serem então excretados. As substâncias produzidas durante essa etapa incluem ácidos voláteis, álcoois, ácido láctico, CO₂, H₂, NH₃ e H₂S, além de material celular (Hulshoff Pol, 1996). Segundo o autor, a acidogênese ocorre por ação de um grande e diversificado grupo de bactérias. A maioria dessas bactérias são anaeróbias obrigatórias. Os produtos finais da fase ácida podem variar muito, dependendo das condições de digestão, do material a ser digerido e dos microrganismos que promovem a digestão.

Acetogênese

Nesta etapa ocorre a digestão de produtos convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, além da formação de material celular. Na Tabela 2.4 são apresentadas algumas das reações que ocorrem durante a fase de acetogênese.

Tabela 2.4 - Algumas Reações Acetogênicas

REAÇÃO	ΔG°_0 (kJ/mol)
$\text{CH}_3\text{CHOHCOO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{acetato}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	-4,2
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{acetato}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+9,6
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \Rightarrow 2 \text{acetato}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+48,1
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{acetato}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$	+76,1
$4\text{CH}_3\text{OH} + 2\text{CO}_2 \Rightarrow 3\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$	-2,9
$2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \Rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-70,3

ΔG°_0 = Variação da energia livre em condições padrão (pH= 7 e 25 °C)

Fonte: Hulshoff Pol (1996)

Através da Tabela 2.4, pode-se observar que, nas condições padrão apresentadas, etanol, butirato e propionato não sofrerão degradação, já que as reações são endotérmicas. Essas reações, no entanto, poderão ocorrer em condições de baixa concentração de hidrogênio. Em unidades operando em condições satisfatórias, a pressão parcial de hidrogênio deverá estar entre 10^{-4} e 10^{-6} atm. Nesse intervalo, a degradação de etanol, butirato e propionato deverá ocorrer em condições termodinamicamente favoráveis. A baixa pressão de hidrogênio pode ser mantida somente se o hidrogênio criado for rapidamente e efetivamente removido. Segundo Hulshoff Pol (1996), através da pressão média de hidrogênio em reatores anaeróbios, pode-se calcular que, uma molécula de hidrogênio será consumida, em média, em 0,5 segundos a partir de sua formação, significando que a molécula é capaz de se movimentar numa distância tão pequena quanto 0,1 mm. O autor considera que esse fato mostra claramente que, além da simbiose necessária entre as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio e as bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio, essas bactérias precisam estar fisicamente próximas.

Metanogênese

A etapa de metanogênese caracteriza-se pela formação de metano e material celular, a partir do ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio. É bastante difundido na literatura, o fato de aproximadamente 70% do metano produzido em um reator ser produto da degradação de acetato. As bactérias que promovem esse processo são chamadas de bactérias metanogênicas acetotróficas. Nesse processo o grupo carboxila do acetato é convertido em CO_2 e o grupo metil incorporado como metano. Hulshoff Pol (1996) relata que essa reação

gera 31,0 kJ de energia por mol de ácido acético convertido. Essa energia é insuficiente para a formação direta de uma molécula de ATP, que necessitaria de 31,8 kJ/mol. Desta forma, por longo tempo considerou-se que não existiam os organismos metanogênicos utilizadores somente de acetato como fonte de energia. O fato porém, de várias culturas puras de bactérias metanogênicas acetotróficas terem sido isoladas, prova que a célula pode obter energia através da conversão de acetato a metano. Hulshoff Pol (1996) considera que energia é provavelmente conservada por armazenamento temporário, sendo liberada em algum momento da degradação do acetato. O segundo grupo de bactérias metanogênicas, chamado de hidrogenotróficas, é aquele capaz de produzir metano a partir de H₂ e CO₂. O autor considera ainda que a digestão de metanol pode representar um papel interessante na degradação anaeróbia de águas residuárias que contêm esse componente. Metanol pode ser convertido diretamente a metano por bactérias da espécie *Methanosarcina*. Pode ocorrer no entanto, que o metanol seja convertido primeiramente a acetato e esse então degradado de maneira convencional a metano. A Tabela 2.5 mostra algumas das principais reações que ocorrem durante a metanogênese.

Tabela 2.5 - Algumas das Principais Reações Metanogênicas

REAÇÃO	ΔG°_0 (kJ/mol)
$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^-$	-31,0
$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \Rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135,6
$4\text{CH}_3\text{OH} \Rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-31,2
$4\text{HCOO}^- + 2\text{H}^+ \Rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{HCO}_3^-$	-32,9

Fonte: Hulshoff Pol (1996)

A Figura 2.1 ilustra as vias da degradação anaeróbia. As porcentagens referem-se ao fluxo de substrato (degradação menos a formação de células) expressas em equivalentes de DQO (Gujer e Zehnder, 1983 apud Alaerts et al., 1990).

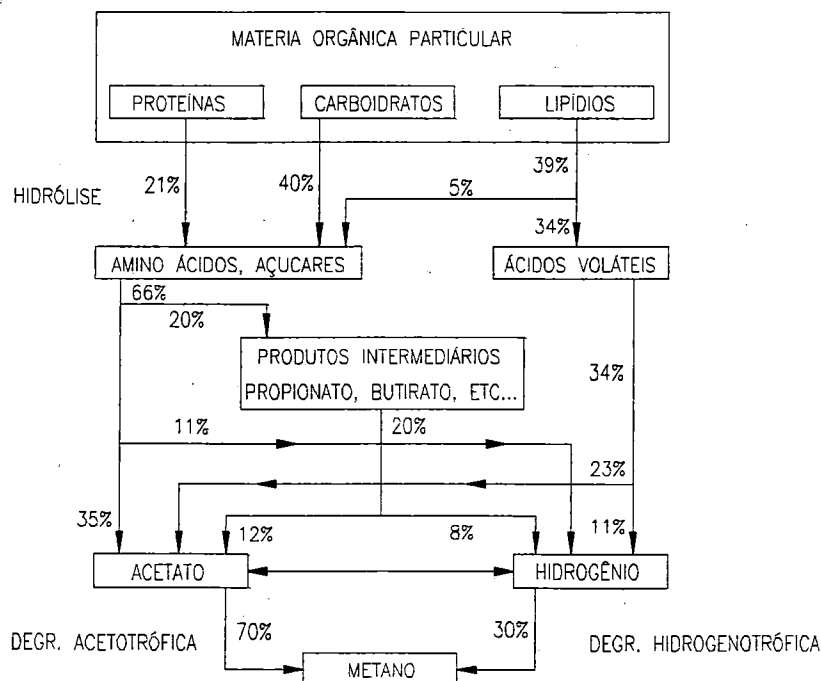


Figura 2.1 - Vias da degradação anaeróbia Gujer e Zehnder (1983) apud Alaerts et al. (1990)

Grande parte da energia acumulada nas ligações químicas, disponível no substrato, é transformada em metano, que é liberado para a fase gasosa e não mais utilizado como fonte de energia para os microrganismos. Portanto, as bactérias anaeróbias tem crescimento lento se comparado com organismos aeróbios. Este aspecto é dos mais importantes quanto à característica do processo anaeróbio, devido ao fato de a adição de energia ser desnecessária ao processo, já que não existe requisito de oxigênio. Além disso, a baixa taxa de crescimento bacteriano resulta em baixa produção de biomassa (lodo) e baixo requisito de nutrientes.

O emprego de reatores de alta taxa requer controle mais rigoroso do processo, já que as bactérias metanogênicas são sensíveis ao pH, sendo que baixos valores de pH são inibidores do processo. Se a taxa de carregamento orgânico for subitamente aumentada, e a capacidade química de tamponamento for insuficiente, pode ocorrer acidificação do sistema, com conseqüente abaixamento do pH e em casos extremos, o colapso do sistema, através de

acúmulo de ácidos voláteis. Alguns pesquisadores defendem a idéia de que a separação de fases, ou seja, ter-se um reator específico para a fase ácida (reator de hidrólise), e outro para a fase metanogênica, pode promover maior estabilidade do processo. O primeiro reator faria o papel de base tampão ou seja, amorteceria súbitas mudanças no carregamento orgânico, e ainda serviria como importante instrumento de monitoramento de possíveis substâncias tóxicas que poderiam ameaçar o segundo reator. A principal vantagem da separação de fases é a possibilidade de maior controle do processo, e portanto operação mais confiável e estável. O risco de instabilidade do processo devido à acidificação do reator é, no entanto, bastante menor quando se trata de esgotos sanitários, já que este resíduo é relativamente diluído e bem tamponado.

2.2 Fatores que podem afetar o desempenho dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos sanitários

2.2.1 Variação de Vazão

Os esgotos sanitários são caracterizados por apresentarem grandes flutuações de vazão. Essas variações podem ser diárias, semanais ou sazonais (Sincic & Bailey, 1978, Metcalf & Eddy, 1984, apud Lens & Verstraete, 1991). As variações de vazão são diretamente dependentes do tamanho da população (as populações maiores apresentam variações menores) e do tipo de sistema de coleta (coletores que combinam águas pluviais e águas servidas apresentam flutuações mais acentuadas). Estações elevatórias de esgotos também podem provocar variações de vazão.

Os esgotos sanitários podem sofrer as seguintes variações de vazão:

- Variação de vazão diária: a curva de vazão de águas residuárias segue curva de consumo, com defasagem de algumas horas.
- Variação de vazão semanal: a variação de vazão semanal é, em geral, desprezível.
- Variação de vazão sazonal: As vazões de esgotos sanitários variam durante o ano. Essas variações podem depender dos hábitos da população, do clima e também das atividades socio-econômicas desenvolvidas regionalmente. Quando o sistema de coleta é misto, as variações sazonais podem ser essencialmente devido à quantidade de águas de chuva que entra no sistema. Apesar do sistema misto não ser permitido pela legislação brasileira, existe considerável número de ligações de águas pluviais nas redes de esgoto no Brasil.

A maneira tradicional de estimativa das quantidades de esgotos sanitários tem sido a adoção de contribuição *per capita*, para a obtenção de vazão média, e utilização de fatores multiplicadores para a estimativa de picos ou variações diurnas.

Butler et al. (1995) relata que uma maneira alternativa para estimar-se vazões de esgotos é a utilização de dados a partir do conhecimento dos diversos usos domésticos da água. Esses dados são formulados a partir de uma matriz de probabilidades, para derivação de um comportamento padrão das vazões diurnas e quantificação de sua variabilidade. O autor afirma ainda, que muito pouco tem sido realizado em termos de pesquisa, quanto à

quantificação de lançamentos de esgotos sanitários. A análise realizada em seu trabalho buscou focalizar variações de geração de esgoto por diferentes partes do domicílio, durante todo o dia. Em estudos realizados na Inglaterra e em Malta, Butler e colaboradores (1995) concluíram que a parte do domicílio com maior contribuição em termos de vazão é o vaso sanitário, correspondendo a aproximadamente 40% da vazão instantânea total, chegando a 90% do total no período noturno. A parte menos importante é a banheira, com 13% de contribuição. Os resultados de sua pesquisa mostram que o tempo dos picos de esgotos são, em geral, distintos e maiores que as variações consideradas no projeto das estações de tratamento de esgotos. O autor recomenda mais estudos a respeito.

Campos e von Sperling (1995) encontraram na área metropolitana de Belo Horizonte, valores para os coeficientes k_1 (coeficiente do dia de maior consumo) e k_2 (coeficiente de hora de maior consumo), bastante superiores aos normalmente adotados 1,2 e 1,5 para k_1 e k_2 respectivamente. Em áreas menos populosas, as variações encontradas eram mais acentuadas, tendo os coeficientes a tendência a diminuir com o aumento da população. Estudando as variações das vazões de esgotos durante os vários dias da semana, os autores perceberam que, apesar de as vazões médias serem semelhantes, as variações de vazão eram muito maiores, para as classes mais altas, em todos os dias da semana.

Em geral, quando se deseja projetar sistemas de tratamento de esgotos sanitários, recomenda-se que as variações de vazão sejam cuidadosamente avaliadas, através de dados de campo ou de dados de áreas com características semelhantes à desejada, ao invés de adotarem-se dados clássicos da literatura.

Qualquer sistema de tratamento de esgotos sanitários deve ser capaz de receber variações de vazão de um fator de 2 a 3. Segundo Lens e Verstraete (1991) e Mergaert et al. (1992), os sistemas anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários não foram testados quanto à sua capacidade de sustentar as variações de vazão.

Aliadas à variação de vazão estão as variações de parâmetros como concentrações dos constituintes orgânicos e dos sólidos suspensos.

2.2.2 Composição dos Esgotos Sanitários

A composição e a concentração dos componentes dos esgotos sanitários dependem fortemente das condições socio-econômicas da população, assim como da presença

qualitativa e quantitativa de indústrias lançando seus efluentes na rede coletora. É bastante comum em cidades de porte médio, no Brasil, as indústrias lançarem seus efluentes na rede coletora, sem qualquer tratamento ou após simples pré-tratamento. Em regiões industrializadas, a fração de águas residuárias industriais presente nos esgotos sanitários pode ser bastante significativa, alterando por completo as características dos mesmos.

As comparações de resultados de vários estudos da literatura, quanto às quantidades relativas dos constituintes de grupos específicos (material particulado e solúvel, componentes como carboidratos, lipídios, proteínas, material nitrogenado, etc) dos esgotos sanitários, indicam sempre alguma discordância, apesar de a composição geral não apresentar grandes variações. Isto pode ocorrer devido às diferenças em procedimentos de análise ou à efetiva variação na composição dos esgotos analisados (Hunter e Heukelekian, 1965).

Butler et al. (1995) observaram em seu estudo que, além da vazão, também a concentração de DBO variava significativamente durante um dia. Campos e von Sperling (1995), estudando as variações qualitativas dos esgotos sanitários da região metropolitana de Belo Horizonte, observaram que, para as áreas de classe média, a DBO tinha padrão de variação semelhante ao da variação da vazão horária de esgoto, com pequenas variações noturnas. Para a classe de nível socio-econômico mais elevada, os padrões de variação encontrados foram bastante irregulares, diferente do padrão de variação de vazão, e com variações acentuadas durante o período noturno. Durante os diferentes dias da semana, os autores não encontraram grandes variações.

Algumas das características básicas dos esgotos sanitários podem ser verificadas na Tabela 2.6.

As concentrações de DBO, DQO, SST podem variar de um fator 2-10 em meia hora ou até em alguns minutos (Alaerts et al., 1989 apud Mergaert et al. 1992).

Tabela 2.6 - Composição dos Esgotos Sanitários em Países Industrializados

MATERIAL SECO (mg/L)	700-800
SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/L)	200-300
DQO TOTAL (mg/L)	500
DQO SOLÚVEL (mg/L)	250
DBO ₅ (mg/L)	220
ÁCIDOS VOLÁTEIS (mg/L)	40
NTK-Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	50
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	25-40
NO ₂ ⁻ - NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	0
PO ₄ ³⁻ P (mg/L)	10
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	75
pH	7,0-7,5
ALCALINIDADE (meq/L)	2-15
ÓLEOS E GRAXAS (mg/L)	ATÉ 100

Fonte : Metcalf & Eddy (1984); Derycke & Verstraete (1986); Barbosa Sant-Anna Jr, (1989) apud Lens & Verstraete (1992)

2.2.3 Natureza dos Constituintes

As principais classes de componentes essenciais à vida são os ácidos nucléicos, proteínas, lipídios e carboidratos. Esses componentes fazem parte da constituição dos esgotos sanitários. A Tabela 2.7 mostra, em porcentagem, os principais componentes de vários substratos utilizados na digestão anaeróbia.

Tabela 2.7 - Principais componentes de vários substratos utilizados na digestão anaeróbia

	Esgoto sanitário	Lodo de Esgoto	Estrume Bovino	Estrume de ave	Estrume Suíno
Sólidos Voláteis	75,9	60,8	72,0	76,0	82,4
Lipídios	34,4	25,2	3,5	1,5	7,7
Celulose (carboidrato)	3,8	1,4	17,0	28,3	33,0
Hemicelulose (carboidrato)	3,2	-	19,0	11,9	53,8
Lignina (carboidrato)	5,8	-	6,8	9,2	10,1
Proteína Bruta	27,1	19,4	19,0	28,8	20,9
Cinzas	24,1	-	28,0	24,0	17,6

Fonte: McInerney (1988)

Observa-se na Tabela 2.7 que proteína bruta é sempre um componente significativo dos substratos apresentados. A porcentagem de lipídios é maior nos esgotos sanitários, a porcentagem de celulose é também significativamente maior nos estrumes animais. No entanto, as proporções de Sólidos Voláteis e Cinzas (Sólidos Fixos), são muito próximas em todos os substratos. Nota-se, portanto, a importância em se caracterizar os substratos em termos mais específicos, ou seja, não somente em relação às concentrações de sólidos fixos ou voláteis, mas em relação às concentrações de carboidratos, proteínas e lipídios, no sentido de identificação das potencialidades de degradação dos diversos substratos.

Apresenta-se a seguir alguns aspectos fundamentais sobre carboidratos, lipídios e proteínas.

2.2.3.1 Carboidratos

Originalmente, palavra carboidrato era designada aos compostos formados por carbono combinado a água - $C_n(H_2O)_n$, explicando a forma química geral dos carboidratos, que possuem uma molécula de água para cada molécula de carbono. Na verdade, a glicose e outros açúcares simples como a galactose, manose e frutose possuem a formulação geral $C_6H_{12}O_6$, que são típicas de monossacarídeo chamado de hexose, possuindo seis átomos de carbono. Através do acúmulo de conhecimento sobre essas moléculas, a primeira definição foi sendo modificada e ampliada. Do ponto de vista estrutural, os açúcares são aldeídos ou cetonas poli-hidroxiladas, seus derivativos e produtos formados pela condensação desses compostos.

Carboidratos, são portanto, açúcares ou cadeias de açúcares, como é o caso dos amidos e celulosas. O açúcar utilizado na alimentação, quimicamente é sucrose. A molécula de sucrose consiste em dois monossacarídeo, a glicose e a frutose, que são ligadas, formando um dissacarídeo. Segundo Sharon (1980), na natureza mais de 200 monossacarídeos foram encontrados, sendo todos quimicamente relacionados à glicose e frutose. O autor afirma que a glicose é o monossacarídeo mais conhecido, provavelmente a substância mais investigada dentre os compostos orgânicos. Os monossacarídeos raramente existem como tal na natureza. Esses são encontrados sob a forma de vários derivativos, dos quais podem ser liberados por hidrólise. Os mais abundantes dos derivativos são os polissacarídeos, que são formados por moléculas unitárias de açúcares formando uma molécula gigantesca constituída muitas vezes

de dezenas de milhares de monossacarídeos, como é o caso da celulose. Os açúcares também ocorrem com frequência na forma de oligossacarídeos, que são compostos contendo de dois a dez monossacarídeos. Os açúcares são também encontrados sob forma de combinação com outras substâncias naturais.

Degradação Anaeróbia de Carboidratos

Os polissacarídeos como a celulose, hemicelulose, pectina e amido, são hidrolisados à materiais de menor peso molecular como os açúcares e oligossacarídeos, os quais são transportados para as células bacterianas e fermentados a uma variedade de compostos. Os açúcares, como a glicose, são degradados primeiramente a piruvato. Os tipos de produtos formados dependerão de como o piruvato intracelular será então metabolizado. McInerney e colaboradores (1981) apresentaram um esquema simplificado do catabolismo de carboidratos por bactérias fermentativas, mostrado na Figura 2.2.

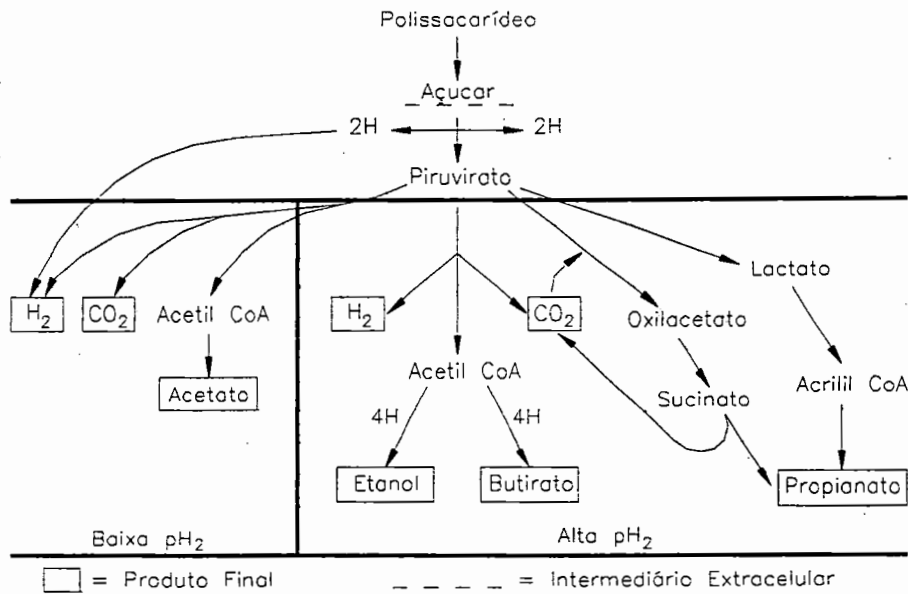


Figura 2.2 - Esquema simplificado das vias envolvidas no catabolismo de carboidratos por bactérias fermentativas (McInerney et al. 1981)

2.2.3.2 Lipídios

Quantidades consideráveis de lipídios são convertidos anaerobiamente na natureza. Exemplos típicos de resíduos contendo concentrações significativas de vários tipos de lipídios, que são freqüentemente estabilizados são: resíduos de suínos, (Hobson et al., 1981, apud Sayed, 1987) lodos de esgotos sanitários (Viswanathan et al., 1962 apud Sayed, 1987), efluentes do processamento de óleos de palmito (Ma e Ong, 1986 apud Sayed 1987) entre outros. A quantidade de lipídios é normalmente menor que a de proteínas e carboidratos, mas em alguns casos, como o de lodos de esgotos sanitários, pode ser o componente principal (Sayed 1987).

Os lipídios incluem um grande número de diferentes tipos de substâncias. Sua principal característica comum é que são geralmente insolúveis em água, porém solúveis em certos solventes não polares como o clorofórmio, álcoois e benzeno. Existem várias classes diferentes de lipídios, porém são basicamente hidrocarbonos por natureza. Os lipídios possuem funções biológicas importantes, dentre elas: função estrutural de membranas, formas de estocagem e transporte de combustível metabólico, capa de proteção na superfície de muitos microrganismos e componente da superfície das células. Os lipídios normalmente aparecem como membros de outras classes de biomoléculas como os glicolipídios, que contém grupos de lipídios e carboidratos, e lipoproteínas, que contém proteínas e lipídios (Sayed, 1987).

A Tabela 2.8 mostra uma classificação dos lipídios apresentada por Sayed (1987). Os lipídios complexos são aqueles que contém ácidos graxos como componentes, esses incluem acilglicerol, fosfoglicerídios, sphingolipídios, e ceras. Eles diferem em suas estruturas principais pelo ácido graxo em que se ligam covalentemente. Os lipídios complexos são também chamados de lipídios saponáveis, já que produzem, em hidrólise alcalina, sabões (sais de ácidos graxos). O outro grupo de lipídios apresentado na Tabela 2.8 é o de lipídios simples, que não contém ácidos graxos, portanto são não saponáveis.

Tabela 2.8 - Classificação de Lipídios

TIPO DE LIPÍDIO	ESTRUTURA PRINCIPAL
COMPLEXO (saponáveis)	
Acilglicerol	Glicerol
Fosfoglicerides	Glicerol 3-fosfato
Sphingolipídios	Shingosina
Ceras	Álcoois não polares de alto peso molecular
SIMPLES (não - saponáveis)	
Esteroides	
Prostaglandinas	

Fonte: Sayed (1987).

Segundo Sayed (1987), 99% dos lipídios em animais e microrganismos são lipídios complexos, consistindo em ésteres de ácidos graxos e glicerol, sendo conhecidos como gorduras. Nessas gorduras, os ácidos voláteis estão presentes em grandes quantidades e representam a estrutura principal da molécula. Todos os ácidos graxos contêm uma longa cadeia hidrocarbônica e grupo carboxila terminal.

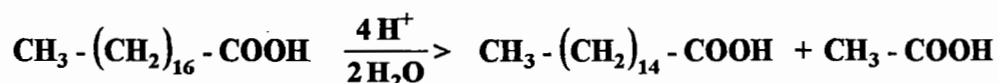
Caso a cadeia de hidrocarbono seja saturada, o ácido graxo é chamado de ácido graxo saturado, ou então será um ácido graxo não saturado, contendo uma ou mais ligações duplas. Os ácidos graxos diferenciam-se uns dos outros, principalmente no tamanho da cadeia, no número e posição de suas duplas ligações.

Degradação Anaeróbia de Lipídios

Segundo McInerney (1988), diferentes ambientes anaeróbios recebem diferentes tipos de lipídios. As dietas de ruminantes contêm principalmente galatoglicerídeos além de esteróis, ceras, fosfolipídios e alguns ácidos graxos livres. Lodo de esgoto sanitário possui normalmente maior quantidade de lipídios, enquanto peso seco, do que alimentos de ruminantes. Resíduos de frigoríficos são especialmente ricos em lipídios. Lodos de esgotos podem também conter grandes quantidades de óleos e graxas. A quantidade de ácidos graxos não saturados presentes em lodos de esgotos é normalmente inferior à encontrada em matéria vegetal da qual se alimentam os ruminantes, e os ácidos graxos não saturados são normalmente monoenóicos ao invés de polinsaturados. As concentrações de ácidos graxos livres em lodos de esgoto são normalmente mais elevadas que as encontradas em dietas de ruminantes.

Segundo Chynowith e Mah (1971) apud McInerney (1988), a degradação de lipídios é a maior fonte de acetato em lodos. No entanto, pouco se sabe sobre a degradação anaeróbia de lipídios, e muitas das explicações focam-se em somente um ecossistema, o rúmen.

Na digestão anaeróbia de lipídios, em um primeiro passo as gorduras neutras são hidrolisadas, por um grupo de enzimas chamadas lipases, para glicerol e ácidos graxos de cadeia longa (Codfrey e Reichelt, 1983, apud Sayed, 1987). Os ácidos graxos de cadeia longa liberados, são degradados na digestão anaeróbia via oxidação β (Jeris e McCarty, 1965 apud Sayed, 1987). O esquema básico da oxidação β de um ácido graxo de cadeia longa na digestão anaeróbia é apresentado por Sayed (1987), conforme mostrado a seguir:



Este processo é repetido $(n-2)/2$ vezes, onde n é o número de átomos de carbono na molécula de ácido graxo, até que o ácido seja completamente convertido em acetato. De acordo com Bryant, (1979) apud Sayed (1987), essas reações são realizadas por bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio.

A degradação de ácidos graxos de cadeia longa é termodinamicamente desfavorável, à menos que a pressão parcial de hidrogênio seja mantida a níveis extremamente baixos (Gujer e Zehnder, 1983 apud Alaerts, 1990). Em um digestor anaeróbio operando em equilíbrio, as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas utilizam hidrogênio molecular rapidamente, mantendo a pressão parcial de hidrogênio suficientemente baixa, garantindo o desempenho das bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio. De acordo com Sayed (1987), a degradação de ácidos graxos via oxidação β , depende muito da atividade metanogênica disponível.

Em ambientes anaeróbios, esteres glicéricos são os primeiros a serem hidrolisados com a liberação de ácidos graxos livres (McInerney, 1988). Segundo o autor, glicerol, galactose, e outros ácidos são liberados por hidrólise e fermentados principalmente a ácidos graxos voláteis por bactérias fermentativas. Ácidos graxos não são degradados no rúmen ou em outras partes do sistema gastrointestinal. Entretanto, em ambientes como digestores de lodo ou sedimentos aquáticos, onde o tempo de retenção do material no sistema é longo,

ambos, ácidos graxos de cadeias longas e curtas são β -oxidados a acetato por bactérias sintróficas produtoras de hidrogênio. Em ambientes ricos em sulfato, como os sedimentos marinhos, os ácidos graxos são degradados por bactérias redutoras de sulfato (McInerney et al. 1979).

2.3.2.3 Proteínas

A quantidade de proteínas presentes em ambientes anaeróbios é grande. Os resíduos que contém quantidades significativas de diferentes tipos de proteína, freqüentemente utilizados como substrato de digestores anaeróbios, são esterco de gado bovino e suíno, camas de frango, esgotos sanitários e lodos de esgotos sanitários. A proteína bruta é sempre um componente significativo desses materiais (Sayed 1987).

Apesar de proteínas serem quantitativamente substratos importantes na degradação anaeróbia, e, a produção de H_2S e NH_4^+ através de proteínas ser importante nos ciclos do enxofre e nitrogênio, a degradação de proteínas não tem sido tão estudada quanto a fermentação de carboidratos. Em alguns ambientes, as principais bactérias proteolíticas e lipolíticas não são conhecidas e as vias bioquímicas para a degradação de certos amino ácidos foram somente elucidadas recentemente (McInerney, 1988).

As proteínas são as moléculas orgânicas mais abundantes nas células. Essas são fundamentais em termos de estrutura e função celular. Toda proteína contém carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e salvo raras exceções, enxofre. Segundo Sayed (1987), os valores aproximados de cada um desses compostos são: carbono, 45 a 55%; hidrogênio, 6 a 8%, oxigênio, 19 a 25%; nitrogênio 14 a 21% e enxofre 0 a 4%.

As unidades estruturais básicas das proteínas são os amino ácidos. Um α - amino ácido consiste em um grupo amino, um grupo carboxila, um átomo de hidrogênio e um grupo R distinto, ligado a um átomo de carbono.

Nas moléculas de proteínas, os grupos α - carboxila de um amino ácido são ligados ao grupo α amino de outro amino ácido por ligações peptídicas. A biosíntese de ligações peptídicas requer energia, sendo sua hidrólise termodinamicamente favorável (Stryer 1988).

A seqüência de amino ácidos em uma proteína é o que se chama de estrutura primária. A estrutura secundária é a maneira com que a cadeia polipeptídica é organizada ao

longo de uma direção. A estrutura terciária é como o polipeptídeo é dobrado em três dimensões, e a estrutura quaternária se refere a como uma cadeia individual polipeptídica de uma proteína tendo duas ou mais cadeias se arranjam uma em relação com a outra.

Em seu estado natural cada tipo de molécula de proteína possui estrutura tridimensional característica. Segundo Sayed (1987), dependendo de sua conformação, as proteínas podem classificar-se em três grandes grupos, fibrosas, globulares e conjugadas.

As proteínas fibrosas são fisicamente duras, insolúveis em água e altamente resistentes à ação de enzimas proteolíticas. Exemplos de proteínas fibrosas são colágeno, α -elastina, constituinte importante do tecido elástico conectivo, α -keratina, presente em cabelo, pele, unhas, chifres e ossos. As proteínas globulares são solúveis em sistemas aquosos, sendo em sua maioria sujeitas à quebra por enzimas proteolíticas. Exemplos de proteínas globulares são as albuminas, globulinas, histonas e prolaminas. As proteínas conjugadas são proteínas combinadas com substâncias não protéicas como lipídios, ácidos nucleicos, carboidratos entre outras. Essas proteínas são classificadas de acordo com as substâncias com as quais combinam, e variam em propriedades como solubilidade e susceptibilidade à quebra enzimática. Exemplos de proteínas conjugadas são as fosfoproteínas, lipoproteínas, nucleoproteínas, miosinas (elemento estrutural importante das fibras musculares), entre outras.

Degradação Anaeróbia de Proteínas

A degradação anaeróbia de proteínas envolve muitos tipos diferentes de microrganismos. Os tipos de organismos envolvidos nessas reações podem variar dependendo do ecossistema em particular. Apesar de enfatizar-se que a fermentação ocorre através de atividades bacterianas, deve-se lembrar que protozoários anaeróbios e possivelmente fungos são também importantes. A grande diversidade de espécies envolvidas nessas reações também é refletida no número de vias bioquímicas que fazem parte do processo (Barker, 1981).

Em ruminantes, a síntese microbiana de proteínas no rúmen, representa a maior fonte de proteínas e amino ácidos para o animal. Por essa razão, a degradação de proteínas no rúmen foi intensamente estudada (Hobson e Wallace, 1982). No rúmen, as proteínas são hidrolisadas à peptídeos e amino ácidos, segundo o esquema mostrado pela Figura 2.3.

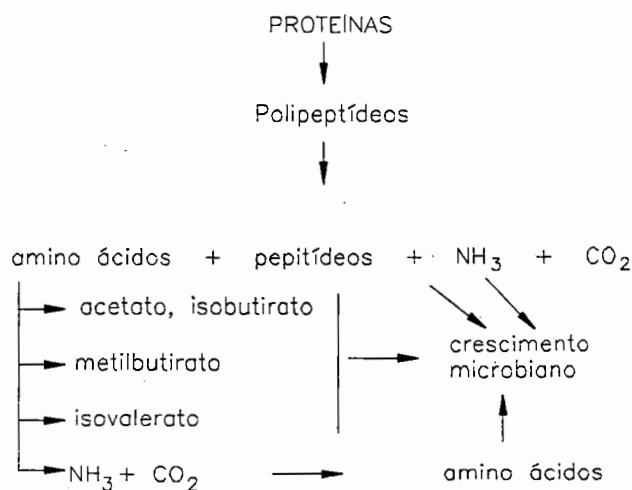


Figura 2.3 - Degradação de proteína e metabolismo do nitrogênio no Rúmen. Reproduzido de Hespell (1981) apud McInerney (1988)

Os principais produtos da fermentação de amino ácidos são ácidos graxos de cadeia curta, amônia e CO₂. Quantidades substanciais de amônia presentes no rúmen são derivados do processo proteolítico. A degradação de proteínas em um digestor de lodo, assim como em outros ambientes anaeróbios, é provavelmente muito similar à encontrada no rúmen (Toerien e Haltingh, 1969). A principal diferença parece ser que as proteínas, no rúmen, são degradadas por espécies fermentadoras de carboidratos e a fermentação de peptídeos e amino ácidos não proporcionam por si só, energia suficiente para crescimento. Em digestores e outros ambientes anaeróbios, grupos especializados de bactérias anaeróbias, como o clostridia proteolítico, são responsáveis pela degradação de proteínas e esses processos são armazenadores de energia (Hobson et al., 1974, Toerien e Haltingh, 1969).

Segundo Wallace e Brammall (1985) apud McInerney (1988), a maioria das atividades proteolíticas no rúmen está relacionada com a fração bacteriana. Porém, os protozoários presentes no rúmen têm papel importante para a reciclagem microbiana de proteínas. O número de bactérias proteolíticas no rúmen é grande. Cerca de 43% de bactérias viáveis isoladas de bovinos, alimentados por capim e concentrados, se desenvolveram em meio com caseína como substrato dominante. Digestores de lodo também contêm grandes quantidades de bactérias proteolíticas, cerca de $6,5 \times 10^7$ bactérias por mililitro (Siebert e Toerien, 1969). A maioria das bactérias isoladas são clostridia, mas *Peptococcus*

anaerobicus, *Bifidobacterium sp* e algumas gram-negativas, bacilos não esporulados, são também proteolíticas. A maior parte dos estudos revela que as principais bactérias presentes em lodos são gram-positivas, principalmente clostridia (Hobson et al., 1974). Isso também ocorre em sedimentos de lagos eutrofizados, onde 66% das bactérias são espécies proteolíticas *C. bifermentens* e *C. sporogenes* (Molongoski e Klug, 1976). Esses fato contrasta com o rúmen, onde as principais bactérias proteolíticas são gram-negativas e das mesmas espécies que as fermentadoras de carboidratos.

Segundo estudos realizados por Siebert e Toerien (1969), *Clostridial sp* são as bactérias proteolíticas predominantes em digestão anaeróbia de lodos sanitários. Jain e Zeikus (1985) apud McInerney (1988), isolaram uma nova espécie, *Clostridium proteolyticum*, de lodo de esgoto, que hidrolisa várias proteínas e fermenta amino ácidos, principalmente a acetato e CO₂ com pequenas quantidades de H₂, isovalerato, e isobutirato. Esse organismo consome H₂/CO₂ em fase estacionária, sugerindo que possa ser um acetogênico.

Proteínas biodegradáveis são hidrolisadas, na digestão anaeróbia, por dois grupos de enzimas, proteases e peptidases (Brock et al., 1982, e Schlegel, 1981 apud Sayed S.K.I., 1987). Segundo Glenn (1976) apud Sayed (1987), essas duas categorias de enzimas são ligadas à parede celular e ocorrem parcialmente livres no líquido do reator.

Kilara (1985) apud Sayed (1987) efetuou revisão sobre os fatores que afetam a hidrólise enzimática de proteínas, conforme mostrado na Tabela 2.9.

Tabela 2.9 - Fatores que afetam a Hidrólise Enzimática de Proteínas

FATORES	COMENTÁRIOS
ENZIMA	Nenhuma enzima proteolítica específica é capaz de hidrolisar completamente uma proteína. São utilizadas misturas de enzimas proteolíticas.
CONFORMAÇÃO DA PROTEÍNA	Proteínas globulares e conjugadas são mais suscetíveis à hidrólise que as fibrosas.
CONCENTRAÇÃO ENZIMÁTICA E DE SUBSTRATO	Deve ser controlada, o grau de hidrólise dependerá da taxa enzima/substrato.
pH	pH ótimo varia com a enzima (4.5 a 8.5)
TEMPERATURA	Preferivelmente acima de 30°C
SUBSTÂNCIAS INIBIDORAS	Devem estar ausentes

Fonte: Kilara (1985) apud Sayed (1987)

Muitas bactérias produzem sua energia por reações de oxi-redução entre pares de amino ácidos. Conforme reporta Barker (1981), esta deaminação conjugada de amino ácidos é denominada reação Stickland. Nesta reação, um membro do par é oxidado (desidrogenado) enquanto o outro é reduzido (hidrogenado). Os produtos finais da degradação de amino ácidos podem ser ainda convertidos em metano por bactérias acetogênicas e metanogênicas.

De maneira geral, as proteínas são hidrolisadas para peptídeos e amino ácidos que são por sua vez fermentados a ácidos voláteis, CO_2 , H_2 , NH_4^+ , S^{2-} , por bactérias fermentativas como clostridia (Mead, 1971 apud McInerney, 1988). As bactérias fermentativas não atacam os núcleos de amino ácidos, nem oxidam de maneira significativa os ácidos graxos. A oxidação de ácidos graxos é realizada por outros grupos metabólicos como por exemplo pelas bactérias redutoras de sulfato ou as sintróficas produtoras de hidrogênio (McInerney et. al. 1981), que são frequentemente associadas às bactérias fermentativas em muitos ambientes anaeróbios.

Cada amino ácido em particular, liberado da hidrólise de proteínas, é degradado através de uma via específica e convertido em vários ácidos graxos (Massey et al., 1976 e Stadtman, 1980 apud Sayed, 1987).

Um grande número de amino ácidos e outros compostos nitrogenados podem servir como fontes de energia para a bactéria anaeróbia. Essas bactérias frequentemente requerem um meio complexo para seu crescimento, fazendo o rastreamento da degradação de um amino ácido específico, bastante difícil. Recentemente esses problemas vêm sendo resolvidos e os tipos de amino ácidos utilizados e os produtos produzidos dos amino ácidos, tem sido estudados para uma série de bactérias anaeróbias (Elsden et al., 1976, apud McInerney, 1988). A degradação anaeróbia de amino ácidos envolve reações de oxi-redução entre um ou mais amino ácidos ou compostos não nitrogenados derivados dos amino ácidos (Barker, 1981). As reações de oxidação são normalmente similares, senão idênticas, àquelas encontradas em bactérias aeróbias e incluem deaminação oxidativa, transaminação e oxidações α -keto. Entretanto, as reações envolvendo oxigênio molecular ou outro oxidante de alto potencial, não são encontradas em bactérias anaeróbias. As reações redutivas utilizadas pelas bactérias anaeróbias são mais distintas. Os principais aceptores de elétrons utilizados são, amino ácidos, ácidos α , β - keto ou seus derivativos (coenzima A) e prótons. O principal produto dessas reações incluem ácidos graxos de cadeia curta, succinato, δ -aminovalerato e hidrogênio.

A importância das reações de transferência interespecies de H_2 na degradação de amino ácidos começa a ser entendida. O monóxido de carbono, um inibidor da hidrogenase bacteriana, inibe a degradação de cadeias ramificadas de amino ácidos no rúmen, sugerindo que a transferência interespecies de H_2 é requerida na degradação desses compostos (Russell e Jeraci, 1984). Negase e Matsuo (1982) afirmam que a degradação de alanina, valina e leucina são inibidas por clorofórmio, um inibidor de metanogênese. Seus dados sugerem que H_2 é produzido durante a degradação desses compostos. Segundo Nanninga e Gottschal (1985) apud McInerney (1988), a adição de bactérias redutoras de sulfato utilizadoras de H_2 à lodos de esgoto estimula a degradação de alanina, serina valina e leucina .

Os estudos descritos decisivamente sugerem que a transferência de hidrogênio interespecies é importante na degradação de certos amino ácidos. A deaminação/descarboxilação oxidativa com a produção de H_2 , de amino ácidos reduzidos como alanina e leucina é energeticamente desfavorável em condições padrão (Tabela 2.10). Portanto a produção de H_2 a partir desses compostos ocorrerá somente se a pressão parcial de hidrogênio for mantida à baixos níveis pelas espécies utilizadoras de hidrogênio. A produção de hidrogênio a partir de outros amino ácidos mais oxidados como glutamato, é favorável em condições padrão, portanto a degradação desses compostos pode não depender da transferência interespecies de H_2 .

Tabela 2.10 - Energias envolvidas na produção de H_2 à partir de amino ácidos

REAÇÕES	ΔG°_0 (kJ/reacção)
a. Glutamiato ⁻ + 3H ₂ O → 2 acetato ⁻ + HCO ₃ ⁻ + H ⁺ + NH ₄ ⁺ + H ₂	-33,9
b. Glutamiato ⁻ → propionato ⁻ + NH ₄ ⁺ + 2HCO ₃ ⁻ + 2H ₂ + H ⁺ + 4 H ₂ O	-3,8
c. Glutamiato ⁻ + H ₂ O → α-ketoglutarato ²⁻ + NH ₄ ⁺ + H ₂	+59,9
d. Alanina + 3H ₂ O → acetato ⁻ + HCO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ + 2H ₂ + H ⁺	+7,5
e. Leucina + 3H ₂ O → isovalerato ⁻ + HCO ₃ ⁻ + H ⁺ + NH ₄ ⁺ + 2H ₂	+4,2

Fonte: Stams e Hansen (1984) e Thauer (1977) apud McInerney (1988)

O isolamento direto de bactérias anaeróbias fermentadoras de glutamato de sedimentos de estuários, mostra que a *Acidaminobacter hydrogenoformans* é a mais numerosa das anaeróbias utilizadoras de glutamato. Em cultura pura *A. hydrogenoformans* produz acetato, CO₂, formiato e H₂ a partir de glutamato, e a adição de H₂ às fases gasosas

inibe crescimento. Quando cresce em co-cultura, com espécies utilizadoras de H_2 , observa-se uma mudança nos produtos fermentados, com produção de propionato em grandes quantidades assim como acetato e CO_2 . Propionato é também produzido em grandes quantidades por co-culturas quando histidina e α -ketoglutarato são substratos. A formação de acetato ao invés de propionato a partir do glutamato é favorecida em condições padrão. A razão pela qual propionato não é produzido em grandes quantidades por culturas puras de *A. hydrogeniformans*, é que o primeiro passo, a deaminação oxidativa de glutamato à α -ketoglutarato, é fortemente dependente da pressão parcial de H_2 , e é bem desfavorável em condições padrão. Esta é a provável razão pela qual a degradação de amino ácidos de cadeia ramificada é fortemente dependente na pressão parcial de H_2 tanto no rúmen quanto em lodos de esgoto (Russell e Jeraci, 1984). *A. hydrogeniformans* degrada alanina, valina, leucina e isoleucina, somente em co-culturas com bactérias utilizadoras de H_2 (Stams e Hansen, 1984 apud McInerney, 1988).

Stams e Hansen (1984), apud McInerney (1988) sugerem que, as reações de transferência de H_2 interespecíficas, devem ser muito importantes na degradação inicial de amino ácidos, devido ao fato de as bactérias sintróficas degradadoras de amino ácidos, serem as espécies mais numerosas em certos ambientes. *T. proteolyticus* produz principalmente acetato, H_2 e isovalerato a partir de gelatina em cultura pura. Quando presente em co-cultura com metanogênicas utilizadoras de H_2 , grandes quantidades de propionato e isobutirato são produzidos além do acetato e isovalerato.

A solubilidade tem sido freqüentemente citada como o fator determinante no controle da degradação de proteínas no rúmen, com as proteínas menos solúveis sendo mais lentamente degradadas que as mais solúveis. O tipo de grupo terminal da proteína pode ser importante para a taxa de degradação (Hobson e Wallace, 1982). O pH do sistema é também fator significativo para o crescimento ótimo de bactérias proteolíticas (McInerney, 1988).

2.2.3.4 Produtos da Degradação dos Constituintes do Esgoto Sanitário

A Tabela 2.11 apresenta um esquema geral, resumindo os produtos da degradação dos principais constituintes dos esgotos sanitários, em condições anaeróbias e aeróbias.

Tabela 2.11 - Esquema Geral da Degradação Microbiana dos Constituintes do Esgoto Sanitário

Substratos + Enzimas Microbianas ----->Produtos Finais Representativos		
	Condições Anaeróbias	Condições Aeróbias
Proteínas e Outros Compostos Orgânicos Nitrogenados	Amino Ácidos, Amônia, Nitrogênio, Sulfeto de Nitrogênio, Metano, Dióxido de Carbono, Hidrogênio, Álcoois, Ácidos Orgânicos.	Amino Ácidos, Amônia, resultando em Nitritos e Nitratos, Sulfeto de Hidrogênio, Ácido Sulfúrico, Álcoois, Ácidos Orgânicos, resultando em Dióxido de Carbono e Água.
Carboidratos	Dióxido de Carbono, Hidrogênio, Álcoois, Ácidos Graxos, Compostos Neutros.	Álcoois, Ácidos Graxos, resultando em Dióxido de Carbono e Água.
Gorduras e Substâncias Afins	Ácidos Graxos + Glicerol, Dióxido de Carbono, Hidrogênio, Álcoois, Ácidos Graxos inferiores.	Álcoois, Ácidos Graxos Inferiores, resultando em Dióxido de Carbono e Água.

Fonte: Pelczar et al. (1981).

2.3 Características Específicas e Desempenho dos Reatores Tipo UASB

2.3.1 Características Específicas dos Reatores UASB

A presença de uma biomassa ativa, granulada e/ou floculenta, é um dos fatores fundamentais para a manutenção de um tempo de residência de sólidos satisfatório para o funcionamento eficiente de reatores do tipo UASB. Isso pode ocorrer caso as condições físicas e químicas no reator favoreçam a geração e manutenção da biomassa apropriada. A característica granular do lodo em reatores UASB torna-os mais vantajosos em relação aos lodos floculentos (Guiot, et al., 1992), sendo que as características do lodo diferem devido ao modo de operação e também devido às características do substrato. Fica evidente, através da literatura atualmente disponível, que se as condições ambientais para a geração de uma biomassa eficiente forem mantidas, tanto a partida como a granulação em reatores UASB

dependerão, principalmente, das condições hidrodinâmicas no reator (Ghangrekar et al., 1996).

Muita pesquisa tem sido realizada na busca do entendimento dos efeitos dos parâmetros individuais envolvidos na partida e operação de reatores UASB.

2.3.1.1 Partida dos Reatores UASB

Apesar do melhor conhecimento de condições que propiciam a granulação do lodo, a fase de partida dos reatores UASB ainda se mostra delicada e leva em média de 3 a 5 meses. Os problemas com partidas de reatores anaeróbios podem ser minimizados com a utilização de lodo granuloso adaptado ao tipo de efluente que se deseja tratar (Lettinga, 1996). Utilizando-se os lodos granulados adaptados, a partida de reatores pode se dar em dias ou semanas e, durante este período, Lettinga (1996) sugere que as taxas de carregamento sejam mantidas abaixo de 50% de sua capacidade máxima durante as primeiras semanas. Dessa forma, o lodo poderá se adaptar às novas condições, mesmo que tratando efluentes de características distintas. Devido às características dos lodos anaeróbios, esses podem ser preservados durante um longo período, sem qualquer alimentação, podendo-se partir o sistema quantas vezes forem necessárias.

Segundo Chernicharo (1996), a partida dos reatores anaeróbios tem sido encarada como uma barreira à aplicação desses processos, devido possivelmente a experiências mal sucedidas ligadas à utilização de metodologias menos fundamentadas. van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que, para a maioria das águas residuárias, a partida do reator UASB é um processo longo e difícil, devido à necessidade do desenvolvimento de massa bacteriana adaptada às características particulares da água a ser tratada. Os mesmos autores consideram, no entanto, que as características dos esgotos sanitários são tais que a partida do reator UASB, neste caso, pode ser bem menos problemática. O esgoto sanitário difere da maioria das águas residuárias por conter as populações bacterianas necessárias para a digestão anaeróbia podendo, neste caso específico, a partida ser realizada sem a necessidade de inoculação (van Haandel e Lettinga, 1994). O período de partida, nesses casos, pode ser relativamente curto, variando de 12 a 20 semanas. A duração do período de partida é definida pelos autores, como sendo o tempo necessário para a obtenção de uma qualidade essencialmente constante do efluente e massa de lodo invariável com o tempo, em termos

qualitativos e quantitativos. Parece, no entanto, sob o ponto de vista prático, bastante difícil atingir-se situação de invariabilidade da massa de lodo. No presente trabalho, considerou-se terminado o período de partida através do primeiro critério apresentado pelos autores, ou seja, quando o efluente passou a apresentar características constantes.

2.3.1.2 Granulação nos reatores UASB

Com relação ao sistemas de tratamento anaeróbio com reatores, uma das grandes discussões gira em torno do processo de granulação. Atualmente várias hipóteses ainda continuam a ser discutidas. Verstraete (1991) reportou que vários fatores relacionados com granulação foram examinados, em uma série de experimentos de laboratório, entre os quais: influência do tipo de superfície, mistura no reator, e a maioria dos aspectos ligados à pré-acidificação. Esses experimentos, segundo o autor, levaram a algumas conclusões. Primeiramente, que os grânulos podem ser formados por associações metanogênicas em frascos convencionais com uma variedade de substratos como glicose, acetato, propionato e etanol. No entanto, H_2/CO_2 gasoso como substrato não gera grânulos de tamanhos significativos (mm). Quando um reator não recebe mistura, ou seja, permanece estático, o crescimento granular gradualmente muda para um crescimento disperso, indicando que o floco granular é provavelmente favorecido por um aumento de suprimento de substrato, devido ao fluxo advectivo através do floco poroso ou matriz granular do sistema, com moderada energia de mistura. Verstraete (1991) considera ainda que em sistemas de fluxo ascendente, o crescimento de lodo granular e seu acúmulo no reator, são diretamente observados, desde que o afluente seja relativamente descolonizado. Estudos detalhados revelam que destilarias de vinhaça geram quantidades consideráveis de excesso de lodo, quando alimentados diretamente, mas nunca após pré-acidificação. Vários aspectos foram examinados como, por exemplo, possível falta de nutrientes necessários, formação de lipossacarídeos dispersos e enterotoxinas, presença de células desagregadas, etc. Porém, o autor considera que, para a formação de grânulos com resistência suficiente para resistir às forças de atrito, e com taxa de produção suficiente para compensar suas perdas no efluente, é necessário suplementar no reator, substratos com altos níveis energéticos (Verstraete, 1991).

Guiot e colaboradores (1988) procuraram elucidar os fatores nutricionais e ambientais que influenciam a agregação dos microrganismos, através do monitoramento de uma série de reatores anaeróbios de fluxo ascendente inoculados com lodo sanitário digerido.

Segundo os autores, o aumento na atividade e proliferação de grânulos é provavelmente causado por aumento de atividade enzimática da célula e pela concentração de células viáveis por unidade de biomassa.

Não foi observado aumento significativo de lodo nos reatores, exceto no reator com suplementação de metais traço. Segundo os autores, observou-se correlação direta entre o sucesso da granulação no reator onde foram adicionados metais traço, com o aumento ocorrido neste reator da atividade específica e crescimento da biomassa. A granulação pode ser, portanto, associada ao aumento na concentração de células viáveis por unidade de massa da população total e aumento na atividade enzimática (aumento da atividade metabólica por célula). Uma explicação dada para este fato foi que o aumento da concentração de células viáveis, por unidade de massa, resultou em frequência maior de iterações da célula e, conseqüentemente, a promoção da agregação das mesmas. Em segundo lugar, destacou-se que a síntese de polissacarídeos, principalmente substâncias poliméricas extracelulares, pode ser maior durante as fases de crescimento e atividade metabólica intensa.

Os resultados encontrados no trabalho realizado por Guiot e colaboradores (1988) vieram contribuir para o entendimento do controle do processo de granulação. A suplementação de metais traço e alimentação com etanol promoveu um aumento preferencial de crescimento das bactérias metanogênicas acetoclásticas, que resultou um aumento no processo de granulação. Não está absolutamente clara a correlação entre o processo de granulação e o aumento de atividade acetogênica da biomassa. No entanto, é possível que o crescimento acetogênico acelere o processo de granulação ou que a estrutura organizada do grânulo facilite as transferências metabólicas interespecies, que otimiza a atividade acetogênica (Guiot et al., 1988).

Segundo Lettinga (1996), a granulação é um processo completamente natural, que poderá ocorrer em sistemas onde condições básicas sejam atendidas, ou seja, para substratos solúveis em reatores operados com fluxo ascendente. O autor afirma que para o entendimento do processo de granulação deve-se considerar:

- materiais suportes inertes orgânicos e inorgânicos assim como agregados de bactérias, devem estar presentes no lodo;
 - matéria finamente dispersa incluindo matéria bacteriana viável, será carregada do sistema quando as velocidades ascensionais do líquido e do gás aumentarem.
- Desta forma a formação de filme ou agregados será incentivada;

- o tamanho dos agregados ou a espessura do biofilme é limitado, dependendo das forças intrínsecas e externas, como atrito.
- os grânulos gradualmente vão sendo maturados. Como resultado dessa maturação, irão desaparecendo os grânulos de característica filamentosa, tipicamente predominantes nos estágios iniciais do processo de granulação, dando lugar aos grânulos de forma mais arredondada.

Segundo Lettinga (1996), apesar de uma grande variedade de organismos serem capazes de produzir agregados granulares, as características do lodo granular formado dependerão, essencialmente, das propriedades específicas dos organismos envolvidos no processo de granulação. Os fatores mais importantes envolvidos são: taxas de crescimento, decaimento e morte dos microrganismos, a cinética de degradação do processo, as relações sintróficas na degradação do substrato e as características dos organismos envolvidos como a morfologia, hidrofobicidade, carga superficial, habilidade em produção de polímeros específicos. Os organismos metanogênicos e acetogênicos, de crescimento lento, podem produzir um lodo granulado compacto excelente. Desta forma, o processo de granulação é lento, porém eficiente. Lettinga (1996) afirma que resultados obtidos com organismos acidogênicos, de crescimento mais rápido, são menos positivos, podendo porém desenvolver lodo granulado, sendo que as características floculentas desse lodo são mais prováveis.

Além dos vários fatores essenciais para o processo de granulação, já citados, Thaveesri e colaboradores (1995), estudaram os efeitos de substratos altamente protéicos no processo de granulação. Os autores confirmaram o efeito negativo da presença de proteínas no processo de granulação como um todo. Consideraram que esse efeito negativo pode ser, em parte, devido à formação de amônia, ou ainda que os substratos protéicos induziriam um nível mais elevado de atividade de proteinases na massa microbiana e que essas enzimas afetariam negativamente a estabilidade da matriz que mantém as células agregadas. Essa hipótese não foi baseada em medidas de atividade proteolítica, mas na consideração de que alguns metabolitos de proteínas parecem favorecer a diminuição da tensão superficial no licor do reator (Thaveesri et al., 1995).

2.3.2 Desempenho de Reatores UASB

A Tabela 2.12 mostra características operacionais e desempenho de reatores tratando esgotos sanitários em escala piloto e estações experimentais de tratamento (20 a 1200 m³) tendo sido operadas de forma continuada (período de pelo menos 4 meses).

Tabela 2.12 - Resultados de Sistemas de Tratamento Anaeróbio de Esgotos Sanitários

PARÂMETROS DE PROJETO	HOLANDA (1)	BRASIL (2)	COLOMBIA (3)	COLOMBIA (4)	ÍNDIA (5)	ÍNDIA (6)
TIPO DE REATOR	UASB	UASB	UASB	UASB	UASB/AF	UASB
VOLUME (m ³)	20	120	35	64	200	1.200
TRH (h)	8.7-15	4.7-9	5	6	12	6
CARREG. VOL. (kg DQO/m ³ . d)	0.4-0.9	-	-	2 (max)	0.7	-
T (°C)	4-18	21-25	23-27	25	-	>20
DQO/DBO	2-3.5	2	-	2-3	2.5	2.9
REMOÇÕES						
DBO (%)	24-53	61-80	80	70-90	69-83	65-70
DQO (%)	24-54	50-70	66	50-75	49-78	62-70
SST (%)	43-64	56-79	70	60-85	68	67-79
P (%)	-	3	-	40	-	-
N (%)	-	0	-	-	-	-
CARACT. EFLUENTES						
DBO (mg/L)	40-110	31-59	39	25-45	22-55	50-56
DQO (mg/L)	170-303	96-132	145	120-140	92-198	91-103
SST (mg/L)	43-80	33-61	70	30-60	117	111-165
PATOGÊNICOS (POR 100 mL)	-	10 ⁷	-	10 ⁷	-	-

UASB = Reator Anaeróbio de Manta de Lodo

AF = Filtro Anaeróbio

(1) - De Man e Lettinga (1987); (2) - Vieira (1988); (3) - Jakma Collazos e Schellinkhout (1987); (4) - Haskoning (1989); (5) Joshi et al. (1989); (6) Alaerts et al. (1989).

Fonte: Alaerts et al. (1990)

Os autores salientam que os valores apresentados e as eficiências de tratamento calculadas, são baseados em afluentes e efluentes não filtrados. Neste caso observaram que, como parte da matéria orgânica presente no efluente consiste em matéria particulada, uma possível sedimentação do efluente, poderia abaixar ainda mais a concentração de sólidos em suspensão e DBO, DQO do efluente. Esta medida poderia provocar uma melhora no efluente, buscando-se minimizar a necessidade de tratamento biológico adicional ou a extensão do sistema de tratamento.

Através da Tabela 2.12 nota-se que eficiência de remoção de DBO da ordem de 60-90% (dependendo das características do afluente), pode ser atingida em reatores UASB se operados a temperaturas acima de 20 °C. Geralmente, eficiências de remoção de DQO são de 10-20% menores que as remoções de DBO.

2.3.3 Alguns exemplos de Reatores UASB protótipos em operação

Atualmente, vários reatores, de diversos volumes, encontram-se em operação na Colômbia, Brasil, Índia, Indonésia entre outros países. A seguir apresentam-se alguns casos estudados, por possuírem algo em comum com o presente trabalho de pesquisa, seja sob o aspecto de semelhanças no regime de alimentação, ou de escala.

Bandung- Indonésia

Em Bandung na Indonésia, o Projeto de Pesquisa de Saneamento a Baixo Custo, proporcionou estudos com reatores UASB residenciais, somente para o tratamento de águas residuárias de compartimentos sanitários e para águas residuárias domésticas em geral, que englobam sanitários, cozinha e outras utilizações domésticas. Alaerts e colaboradores (1990) convencionaram chamar estas águas de água negra e água cinza respectivamente. Para ambos os tipos de água os reatores funcionaram por considerável período de tempo e os volumes úteis variaram entre 700 e 800 L. Um dos reatores (em Biofarma) foi alimentado somente com água negra, enquanto o outro (em Cimindi) foi alimentado com água cinza. As temperaturas do afluente se mantiveram em torno de 23 °C. Ambos os reatores foram intensamente monitorados durante o projeto que teve duração de 5 anos.

O reator UASB para tratamento de água negra, com volume de 800 L, era alimentado por resíduos de compartimentos sanitários de duas residências. As características principais do afluente eram $DQO=5.500$ mg/L e $DBO=1.590$ mg/L. Para a partida uma pequena quantidade de lodo de um tanque séptico foi adicionada. O reator teve um desempenho satisfatório desde o início. A remoção de coliformes fecais foi sempre muito pequena. Aparentemente, o UASB não age como um meio filtrante. Porém a manta de lodo parece ser bastante eficiente na remoção de ovos de helmintos, que se acumulam no lodo. As concentrações médias de Sólidos Suspensos no efluente foram menores que 100 mg/L. O reator suportou flutuações drásticas em termos de carregamento hidráulico e orgânico que ocorreram em condições de operação real. Quando o mesmo estava com dois terços de seu volume já cheio de lodo (após 2,5 anos de operação), a concentração de Sólidos em Suspensão no efluente subia durante as horas de pico, indicando que o lodo acumulado deveria ser removido.

O reator UASB para tratamento de água cinza, com volume de 700L, era alimentado por resíduos de compartimentos sanitários, cozinha e outras utilidades domésticas de duas residências. O afluente era consideravelmente diluído. Devido à variação da vazão durante o período de 24 h e, significativo aumento das vazões de pico às sextas feiras devido a práticas religiosas locais, as eficiências do tratamento do reator de Cimindi flutuaram bem mais que o de Biofarma. As concentrações de Sólidos Suspensos no efluente flutuaram entre 10 e 200 mg SST/L devido às variações no carregamento hidráulico (Alaerts et al., 1990).

Cali - Colômbia

Um reator UASB em Cali na Colômbia, com volume de 64 m³, foi operado durante o período de 1983 a 1987. Esses experimentos buscaram dar enfoque à obtenção de informações essenciais para aspectos chave de operação visando sua aplicação à escala real, como partida do reator, desempenho de operação, produção de gás, características e produção de lodo, e projeto do reator. Na maioria dos experimentos, foi utilizado esgoto sanitário de um coletor tronco da cidade de Cali. Neste coletor predominam os efluentes domésticos. O reator foi operado na maior parte do tempo com fluxo constante e uniforme. Em dois experimentos um ritmo dia/noite foi simulado operando com tempo de detenção hidráulico de 4 h durante o dia e 20 h durante a noite. Este reator foi também operado com esgotos do coletor principal de Cali, que possuía uma mistura de esgotos domésticos e industriais. Na primeira fase deste estudo, obteve-se desempenho satisfatório do sistema com tempos de detenção hidráulicos de 6 e 4 horas. Apesar de outros tempos terem sido estudados, concluiu-se que o melhor desempenho operacional ocorreu quando o tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 6 horas e a velocidade ascensional de 0,67 m/h. Para tempos de detenção hidráulicos menores (3 horas ou menos), a eficiência de remoção de material orgânico solúvel foi bastante prejudicada, o que indicava uma sobrecarga no sistema. Durante todo o experimento, encontrou-se a produção de 0,19 m³ de biogás por kg de DQO removida. A fração de metano no biogás esteve em torno de 75%. Os experimentos mostraram que na operação com TDH médio de 6 horas (TDH = 4h durante o dia e TDH = 20 h durante a noite) o desempenho do tratamento foi melhor que quando a vazão era constante de TDH = 6h. No entanto quando TDH médio foi diminuído para 4 horas (TDH=3 h durante o dia e 20 h durante a noite), este desempenho foi bem pior. Neste caso, pareceu que o período foi muito curto para dar uma eficiência aceitável ao tratamento. O reator estava nessa ocasião claramente sobrecarregado hidraulicamente. A remoção de fósforo permaneceu

em torno de 40%, sendo que parte desta remoção se deve à utilização do fósforo para a formação de novas células e parte fica retida no lodo. É importante salientar que a concentração de fósforo no afluente era baixa. A alcalinidade do esgoto aumentou no reator devido à formação de bicarbonato (Alaerts et al., 1990).

Bucaramanga- Colômbia

O reator de Bucaramanga na Colômbia, com volume de 34 m³, foi testado com sucesso durante longo período de tempo. Com tempos de detenção hidráulica variando de 24h, em média, até o mínimo de 5,2 h, a qualidade do efluente foi constantemente boa. Durante a operação foi comum operar-se com tempo de detenção hidráulico durante o dia de 2,5 a 3h, o que não afetou o desempenho do reator. O efluente do reator era tratado por uma lagoa, que funcionou como unidade de polimento. Durante os experimentos a taxa de carregamento da lagoa foi aumentado gradualmente, resultando em 570 kg DBO/ha.d, para TDH de 1 dia. Com estas condições de operação, o sistema UASB + lagoa atingiu eficiência de 89% em termos de remoção de DBO. Baseado nestes resultados optou-se para a comunidade de Bucaramanga, um sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de lagoa facultativa. Esta concepção já foi utilizada na elaboração de projetos para atendimento de uma população de 80.000 pessoas em uma primeira fase e 160.000 pessoas para a fase seguinte (Alaerts et al., 1990).

Kampur- Índia

Reator UASB de 1.200 m³ foi construído para tratar parte dos esgotos sanitários da cidade de Kampur. Este reator encontra-se em operação desde abril de 1989. As conclusões sobre este trabalho foram, primeiramente, baseadas num período de 6 semanas de funcionamento do sistema em regime, durante os meses de setembro e outubro de 1989, e confirmadas durante o período de janeiro a maio de 1990. Durante outros períodos, o desempenho nunca variou significativamente deste comportamento "normal" observado, e as variações ocorridas foram sempre atribuídas a problemas mecânicos, como por exemplo, falha de bombas. Em um dia típico de funcionamento, o tempo de retenção hidráulica era de 6 horas, a capacidade do reator era de aproximadamente 5.000 m³/d. Os esgotos continham uma fração de até 5% de resíduos industriais. O reator consiste, por razões experimentais, de

3 compartimentos, com modificações técnicas, especialmente nos dispositivos de entrada e saída (Alaerts et al., 1990).

Considerações sobre os Reatores UASB protótipos apresentados

Com relação aos estudos realizados por Alaerts. e colaboradores (1990), com os reatores descritos anteriormente, pode-se fazer algumas considerações importantes:

-O desempenho dos reatores residenciais foi satisfatório em termos de remoção de DQO e DBO, na situação em que foram operados na Indonésia. Variações nas taxas de carregamento hidráulico e orgânico não provocaram distúrbios na estabilidade do processo. Os sistemas que operaram com água negra tiveram remoções em termos de DQO e SST significativamente maiores devido à baixa taxa de carregamento hidráulico e conseqüentemente altos tempos de detenção hidráulica.

-Os reatores UASB não removem de maneira eficiente os microrganismos patogênicos. Os ovos de helmintos são removidos para o caso das águas negras, já que ficam retidos no lodo. Neste caso, no entanto, o tempo de detenção hidráulica é bastante longo (mais de 10 dias).

-O principal parâmetro de projeto para os reatores residenciais não é o tempo de detenção hidráulica, mas a capacidade de acúmulo de lodo. Uma taxa de acúmulo específico de lodo de 0.01 kg de sólidos secos ou 0.15 L.cap⁻¹.d⁻¹, pode ser utilizada para o dimensionamento do reator. Deve-se lembrar também que a remoção de SST cai drasticamente quando o reator está mais que 2/3 de seu volume cheio de lodo.

-A produção de gás variou entre 5-6 L.h⁻¹ no reator com água negra e 7-8 L.h⁻¹ no reator com água cinza. Isto significa uma produção de biogás de 25-30 L.cap⁻¹.d⁻¹ para ambos os reatores, independentemente do tipo de efluente. A utilização desta pequena quantidade de biogás não se faz atrativa.

-Os reatores residenciais não necessitam de atenção especial para sua operação ou manutenção, a não ser com o cuidado com sólidos grosseiros que poderão entupir os dispositivos de entrada e distribuição do reator. No caso de interrupção na alimentação, verificou-se que, tão logo a operação normal seja restabelecida, o reator volta à atividade imediatamente.

-As operações citadas com reatores UASB mostram que o sistema funciona para o tratamento de esgotos sanitários, de maneira satisfatória, quando as temperaturas estão acima de 20°C. A temperaturas mais baixas, a atividade do lodo assim como as eficiências de remoção diminuem substancialmente (de 40-60% na remoção de DBO à temperaturas entre 14 e 16°C).

-Segundo Alaerts et al., (1990), os esgotos sanitários misturados a resíduos industriais merecem particular atenção quanto a:

-gorduras: a presença de gorduras pode causar flotação de lodo e portanto a redução na eficiência de remoção de sólidos;

-pH: altos valores de pH são normalmente tamponados rapidamente pelo sistema. Valores baixos só poderão ocorrer por períodos curtos de tempo (10-20 min);

-substâncias tóxicas: o lodo anaeróbio é resistente a uma série de tóxicos ou componentes inibidores. Amônia, ácidos voláteis e sulfetos são tóxicos na forma ionizada. Isto quer dizer que quando as condições de pH são normais, altas concentrações desses compostos nas formas dissociadas podem estar presentes sem que apresentem qualquer problema. Após a adaptação do lodo, no caso de cargas de choque, a recuperação rápida do sistema parece sempre possível;

-metais pesados: este tipo de componente é mais tóxico em pHs alcalinos. No entanto, a solubilidade de metais é baixa quando o pH é elevado, e ocorre precipitação com sulfetos ou carbonatos. A toxicidade depende também de fatores ambientais. A adaptação da biomassa a valores altos de metais pesados não costuma ocorrer. Outros componentes como cianetos, antibióticos, detergentes organoclorados, tanino e resinas, assim como componentes aromáticos, são tóxicos mesmo em baixas concentrações. A verificação de substâncias tóxicas em particular, e seus efeitos sob determinados reatores, deve ser realizada através de sistemas piloto.

-Para as temperaturas comparadas à situação de Cali (25°C) ou maiores, o dimensionamento do reator já é bem definido. O critério estabelecido em Cali, Colômbia, foi utilizado em Kampur, na Índia na construção do reator de 1.200 m³. O tempo de detenção hidráulica médio em 24 horas, foi estabelecido em 6 h, para o qual, durante os horários de pico, durante o dia, o TDH poderia chegar a 4 h.

-As eficiências do tratamento normalmente obtidas para os reatores UASB foram, em média, 65%, 80% e 75% para DQO, DBO e SST respectivamente.

-A remoção de patogênicos foi considerada desprezível.

-A experiência com reatores UASB em escala real, ainda que bastante escassa, sugere que esses podem operar muito bem. A estabilidade do processo com relação a distúrbios é muito boa, se o reator for bem projetado. Relatos não documentados sobre o desempenho de projetos mal orientados na Colômbia sustentam esta idéia.

-Uma partida confiável e relativamente rápida foi observada tanto em Cali quanto em Kampur. A primeira partida, ou nova partida do reator, sempre levará em torno de dois ou três meses, até atingir regime estável. Este processo sempre deve ser acompanhado por pessoal qualificado e monitoramento dos parâmetro de projeto deve ser realizado nesta fase.

-Quando bem projetado, um reator UASB terá poucos requisitos de manutenção. Tendo o processo atingido o regime estável de funcionamento, tudo indica que não há necessidade de altos níveis de supervisão. A retirada do lodo, realizada no reator de Kampur, mostrou que esta operação é muito importante para os reatores maiores.

-O curto tempo de detenção hidráulica requer respostas imediatas do supervisor de operação do sistema para prevenir-se problemas maiores em condições de operação anormais. Isto pode ocorrer, por exemplo, quando as características do afluente (presença de compostos inibidores, material gorduroso ou flotável, problemas com o bombeamento) afetarem negativamente a qualidade do lodo anaeróbio. A principal preocupação é com o arraste do lodo.

-A manutenção da parte interna dos reatores UASB, como no sistema de distribuição ou nos coletores de gás, exige que o sistema de alimentação esteja desligado. Em alguns casos, o reator precisa ser esvaziado por completo. Este procedimento, no entanto, não é esperado antes de 10 anos de funcionamento de um reator bem projetado. Para que se evite perda de lodo ou novos períodos para a repartida dos reatores, aconselha-se sempre o projeto de módulos em paralelo. A experiência em Cali mostrou que há necessidade de limpeza (anual ou bianual) que envolve a remoção de material flotante nas laterais dos coletores de gás, e de material mais grosseiro sedimentado no fundo do reator (Alaerts et al., 1990).

3. INSTALAÇÕES E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

3.1 Descrição do Reator UASB

O reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), objeto dessa pesquisa foi construído na área nordeste do Campus de São Carlos, da Universidade de São Paulo. Esse reator possui volume de 18 m^3 , tendo 4 m^2 de área e $4,5 \text{ m}$ de altura. A proposta inicial desse trabalho de pesquisa visava a construção de um reator UASB, em fibra de vidro de 100 m^3 (24 m^2 de área e $4,5 \text{ m}$ de altura). No entanto, esse projeto foi inviabilizado, devido aos problemas estruturais apresentados na construção do reator prismático de maior porte em fibra de vidro.

Na Figura 3.1 está mostrado croqui de localização do sistema objeto desse estudo.

Na Figura 3.2 é apresentada fotografia do reator UASB.

Nas Figuras 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6 são mostrados plantas baixa e alta e cortes do reator UASB projetado.

O esgoto sanitário tratado é proveniente da rede coletora pública da sub-bacia do Córrego Tijuco Preto que passa pelo Campus.

No local da entrada da rede coletora no Campus, foi construída uma caixa coletora com poço de sucção, de onde o esgoto é bombeado até o reator, por meio de uma bomba ABS submersa, Robusta 700T, potência de 1 cv , vazão máxima de $65 \text{ m}^3/\text{h}$ e altura manométrica máxima de 16 mca . Entre a caixa coletora e o poço de sucção existe uma grade, destinada a remover sólidos grosseiros em suspensão, com espaçamento entre barras de $0,05 \text{ m}$.

A vazão é controlada por meio de registro de esfera de 50 mm de diâmetro.

O afluente é conduzido por tubulação PVC de 85 mm de diâmetro até a entrada do reator.

O sistema de distribuição de afluentes é composto por dois vertedores triangulares, que distribuem a vazão, em duas partes iguais, a dois tubos até o fundo do reator distanciados um do outro em 0,80 m.

Foram previstas tomadas de amostragem a 0,90, 1,80, 2,70, 3,20 e 3,60 m a partir da base do reator.

Através dos cortes das Figuras 3.5 e 3.6, nota-se que abaixo do coletor de gás, encontra-se um dispositivo formado por duas camadas de placas defletoras, que têm o intuito de otimizar a separação das fases sólido-líquido-gás. As tomadas de amostragem chamadas de P3 e P4 foram assim dispostas no sentido de coleta de amostra antes e depois desse dispositivo.

O sistema de coleta de efluentes é constituído por dois tubos perfurados submersos, para a garantia da distribuição uniforme de coleta de efluentes. Os efluentes tratados são lançados no Córrego do Tijuco Preto.

Foi instalado selo hídrico antes do medidor de gás, com coluna de aproximadamente 20 cm.

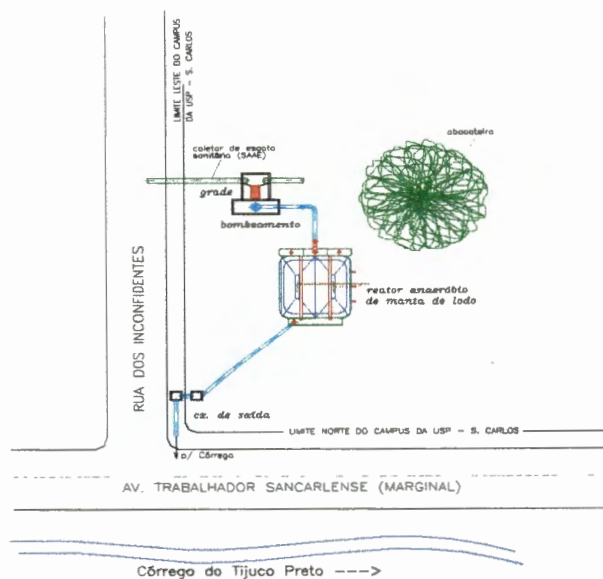


Figura 3.1 - Croqui de localização do sistema de tratamento com reator UASB no Campus de São Carlos

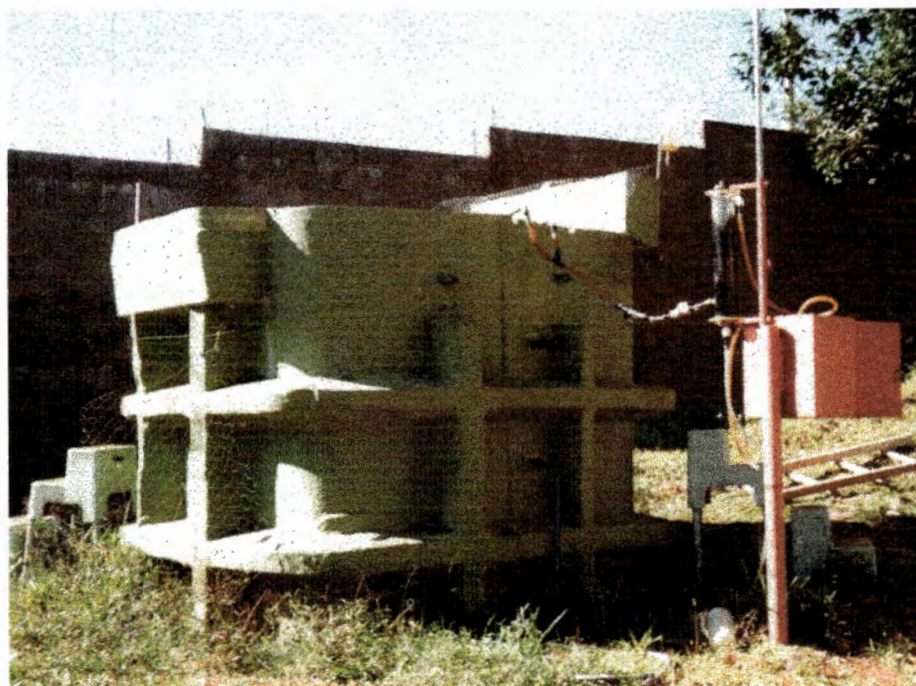


Figura 3.2 - Fotografia do reator UASB estudado

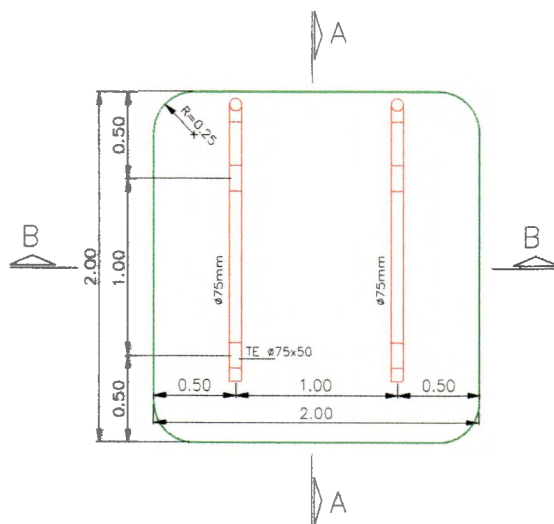


Figura 3.3 - Planta Baixa do reator UASB (cotas em metros)

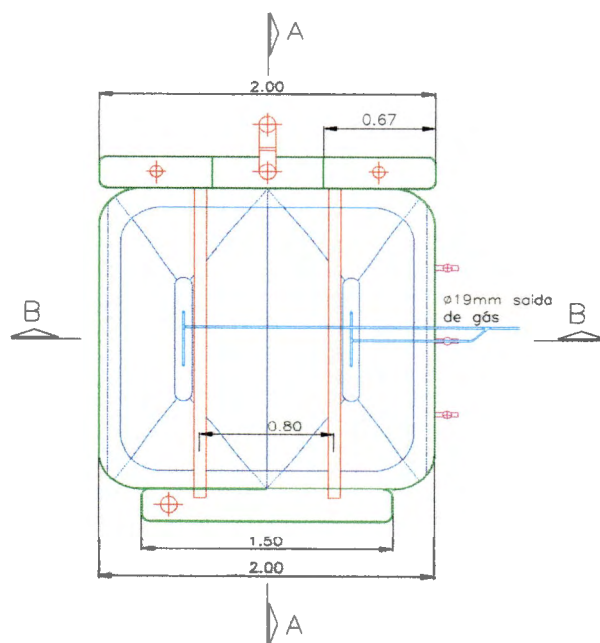


Figura 3.4 - Planta Alta do reator UASB (cotas em metros)

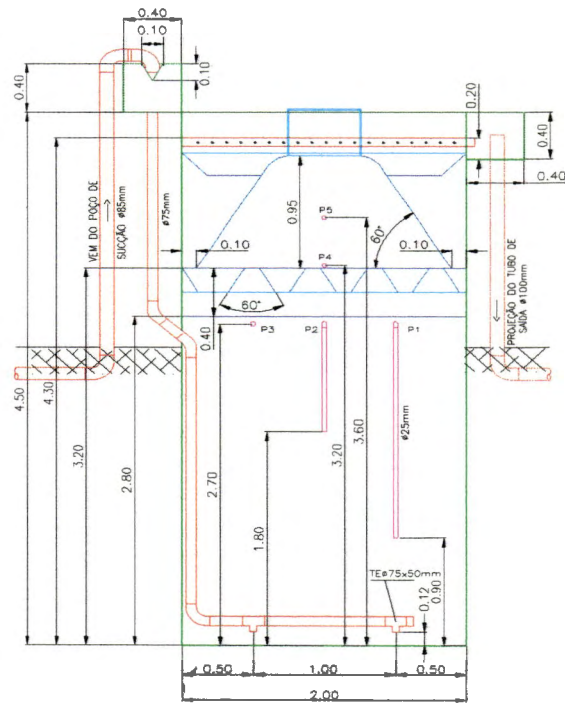


Figura 3.5 - Corte A - A do reator UASB (cotas em metros)

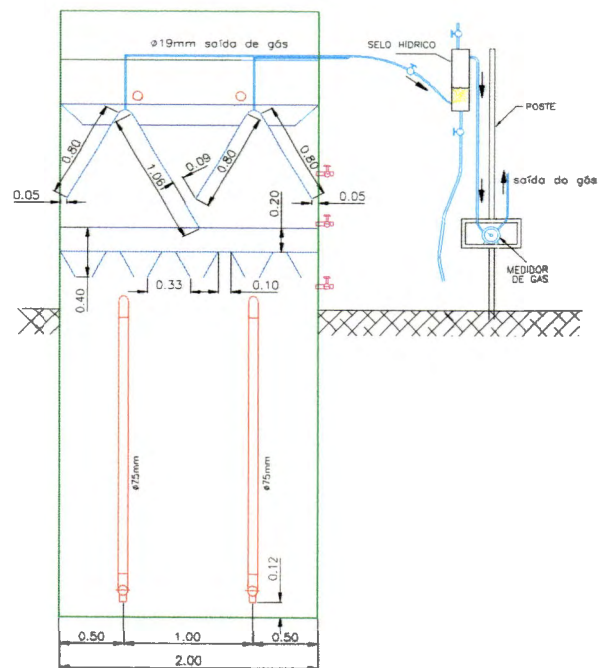


Figura 3.6 - Corte B - B do reator UASB (cotas em metros)

3.2 Caracterização do Esgoto Sanitário

A caracterização do esgoto sanitário, objeto desse estudo, é de fundamental importância, já que se trata de esgoto sanitário bastante variável ao longo das horas do dia e em diferentes dias da semana. A bacia de esgotamento sanitário está localizada na região central da cidade, contando com contribuições de despejos de indústrias de pequeno e grande porte, além de despejos de atividades comerciais provenientes de supermercados, restaurantes e postos de serviços.

→ A caracterização do afluente contou com a determinação dos seguintes parâmetros: pH, DQO, DBO, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos, Sólidos Suspensos Voláteis, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Dissolvidos Fixos, Sólidos Dissolvidos Voláteis, Ácidos Voláteis, Alcalinidade, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Fosfatos, Sulfatos, Proteínas, Lipídios, Carboidratos.

Todos os ensaios foram realizados segundo "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 18ª Edição, Ed. Greenberg, Clesceri & Eaton, Publication Office APHA, 1992. As análises de Proteínas, Carboidratos e Lipídios tiveram procedimento específico. Para esses últimos ensaios, utilizou-se método colorimétrico, com medidas realizadas em espectrofotômetro Shimadzu, modelo UV 160A. No caso de Proteínas, o padrão utilizado foi caseína e as leituras realizadas com comprimentos de onda 310 nm, para Carboidratos utilizou-se padrão lactose e comprimentos de onda 488 nm, e para Lipídios utilizou-se padrão óleo de soja e comprimento de onda 537 nm.

As amostragem² foram realizadas em diferentes horários ao longo do dia e em diferentes dias da semana. O período de estudo de caracterização do esgoto sanitário foi de outubro 95 à fevereiro 1996.

As amostras foram coletadas nos dias e horários a saber:

- 1) em 04/10/95-Quarta-feira - Horários: 7:00, 9:00, 11:00, 13:00, 15:00, 17:00 h
- 2) em 17/10/97-Terça-feira - Horários: 7:00, 9:00, 11:00, 13:00, 15:00, 17:00, 19:00, 21:00 h
- 3) em 19/10/95-Quarta-Feira-Horários: 7:00, 9:00, 11:00, 13:00, 15:00, 17:00, 19:00, 21:00 h
- 4) em 31/10/95-Terça-Feira-Horários: 1:00, 3:00, 5:00, 7:00, 9:00, 11:00 h
- 5) em 26/11/95-Domingo-Horários: 8:30, 10:30, 12:00, 14:00, 16:00, 18:00 h

- 6) em 30/11/95-Quinta-feira-Horários: 7:30, 9:00, 11:00, 13:00, 15:00, 17:00, 19:00 h
- 7) em 07/12/95-Quarta-feira-Horários: 7:30, 9:30, 11:30, 13:30, 15:30, 17:30 h
- 8) em 12/12/95-Terça-feira-Horários: 8:30, 10:30, 14:00, 16:00 h
- 9) em 23/01/96-Terça-feira-Horários: 7:30, 9:30, 11:30, 13:30, 15:30, 17:30 h
- 10) em 27 e 28/01/96-Sábado e Domingo - Horários: 13:00, 15:00, 17:00, 7:00, 9:00 h
- 11) em 28 e 29/02/96-Quarta e Quinta-feira - Horários: 21:00, 22:00, 23:00, 0:00, 1:00 h

A maioria das amostragens foi realizada durante o dia e em dias de semana. No entanto, amostrou-se também durante a madrugada e em finais de semana .

A variação das características do esgoto sanitário em uma cidade de porte médio e relativamente industrializada, como é o caso de S. Carlos, é fator que deverá ser cuidadosamente considerado neste trabalho. Esta variação será avaliada a partir do desempenho apresentado pelo reator durante as diversas fases de operação, e conseqüentemente, na busca de recomendações de condutas de monitoramento e operação de reatores UASB, operados em condições semelhantes.

A caracterização do esgoto sanitário contou com a colaboração do Eng. Mário Roberto P. Rebello.

3.3 Partida do Reator UASB

A operação do reator UASB foi iniciada em 29 de setembro de 1995 com as seguintes condições operacionais: vazão constante de $1,1\text{m}^3/\text{h}$, e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 16 horas, sem qualquer tipo de inóculo, sendo o TDH o único parâmetro controlado.

Durante os dois primeiros meses de operação do reator, foram realizadas análises de DQO afluentes e efluentes, e Sólidos Suspensos, Totais, Fixos e Voláteis afluentes e efluentes, assim como ao longo da altura do reator, uma vez ao mês. Esses ensaios tiveram o intuito de observar o comportamento do reator em termos de remoção de carga orgânica e de formação da manta.

Nos terceiro e quarto meses de operação (dezembro 95 e janeiro 96), realizaram-se duas análises mensais, de DQO afluentes e efluentes, e Sólidos Suspensos, Totais, Fixos e Voláteis afluentes e efluentes, assim como ao longo da altura do reator.

Durante os três primeiros meses (set a dez 95), foram observadas algumas dificuldades na operação do reator, principalmente entupimento na tubulação de entrada, que provocou variações na vazão, e deslocamento do coletor de gás da sua posição. Teve-se também, nessa fase, problemas com flotação de lodo. Optou-se por adicionar no reator 5 mg/L de cloreto férrico, no sentido de melhorar condições de sedimentabilidade do lodo. A aplicação de cloreto férrico ocorreu durante os meses de dezembro 1995 e janeiro 1996, quando o lodo passou a apresentar melhores condições de sedimentabilidade.

Para evitar entupimentos na entrada do reator, desligava-se a bomba uma vez por semana pressurizando-se a tubulação para promover sua limpeza. Esse procedimento não se mostrou eficiente. Optou-se então pela injeção de gás carbônico na tubulação de entrada sempre que essa apresentava problemas de entupimento. Essa prática mostrou-se bastante eficaz.

Ao final de janeiro 1996, iniciaram-se coletas semanais de amostras do afluente e efluente e ao longo da altura do reator. As análises semanais realizadas durante o período de janeiro a abril de 1996 foram: DQO, DQO filtrada, DBO, Alcalinidade Total, Alcalinidade a Bicarbonato, Alcalinidade a Ácidos Voláteis, Sulfeto, Sulfato, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Orgânico do afluentes e efluentes e Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, afluentes e efluentes. De janeiro a novembro de 1996 foram analisados semanalmente Sólidos Totais, Fixos e Voláteis ao longo da altura do reator.

Em março de 1996, passou-se a operar o reator com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas. Em abril de 1996, o reator passou a operar com TDH de 8 horas.

Durante os meses de novembro 1995 a julho 1996 contou-se com a colaboração da Eng. Maria Elena Herrera Vallejos, para as análises realizadas.

3.4 Acompanhamento do Desempenho do Reator UASB operando com TDH de 8h

Após atingir-se TDH de 8 horas com eficiências de remoção de DQO de aproximadamente 80%, ou seja, a partir de maio 1996, passou-se a amostrar semanalmente, às terças feiras, às 9 horas os parâmetros pH, Ácidos Voláteis, DQO, DQO filtrada, DBO, Alcalinidade Total, Alcalinidade a Bicarbonato, Alcalinidade a Ácidos Voláteis, Sulfeto, Sulfato, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Orgânico, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais afluentes e efluentes, além dos parâmetros Proteínas, Carboidratos, Lipídios e Fosfato afluentes e efluentes. Essas análises foram realizadas semanalmente até novembro 1996.

A partir de abril 1996, o volume do gás passou a ser medido diariamente utilizando-se medidor TECNOBRAS, modelo Gallus 2000-G4.

A composição do biogás também passou a ser medida uma vez ao mês, por análise de cromatografia gasosa, Cromatógrafo GOW MAC, com detector de condutividade térmica, coluna "Parapak Q" (80-100 mesh) com 2 m de comprimento e ¼ de polegada de diâmetro interno, temperatura constante do forno a 50° C e H₂ como gás de arraste a aproximadamente 1 ml/s.

Realizou-se durante o mês de maio 1996 amostragem composta dos afluentes e efluentes, uma vez por semana. Os parâmetros analisados foram os mesmos que se faziam rotineiramente às terças-feiras às 9 horas. As amostras coletadas às 9 horas foram chamadas de amostras pontuais.

Durante a semana de 10 a 16 de junho de 1996 (segunda-feira a domingo), realizou-se análises dos afluentes e efluentes às 9 e às 17 horas, dos mesmos que se faziam rotineiramente às terças-feiras às 9 horas.

3.5 Ensaios de Respostas Dinâmicas a Sobrecargas Hidráulicas

Os ensaios de respostas dinâmicas, iniciaram-se em agosto 1996.

Foram realizados 8 ensaios nas seguintes datas: 08, 13 e 27 de agosto, 02, 12 e 17 de setembro e 23 e 26 de outubro de 1996. Esses ensaios foram chamados de Ensaios 2xQ.

Nesses ensaios aplicou-se durante uma hora, das 9 às 10 horas da manhã, uma vazão duas vezes maior que a vazão normal de operação do reator. A vazão para tempo de detenção hidráulica de 8 horas era de 2,25 m³/h, durante o período de aplicação do pulso, a vazão passou a ser de 4,5 m³/h.

Foram coletadas amostras de 15 em 15 minutos durante a aplicação deste pulso de vazão, e de 30 em 30 minutos por três horas após o pulso.

Foram analisados os parâmetros, DQO, DQO filtrada, Ácidos Voláteis afluentes e efluentes, e volume de gás produzido.

Realizaram-se mais 5 ensaios nas seguintes datas: 29 e 31 de outubro e 05, 07 e 12 de novembro de 1996. Esses ensaios foram chamados de Ensaios 1,5xQ.

Durante esses ensaios, aplicou-se vazão cinquenta por cento maior que a vazão normal de operação do reator. A vazão para tempo de detenção hidráulica de 8 horas era de 2,25 m³/h e durante o período de aplicação do pulso, a vazão passou a ser de 3.4 m³/h.

Foram coletadas amostras de 15 em 15 minutos durante a aplicação deste pulso de vazão, e de 30 em 30 minutos por duas horas após o pulso.

Para esses ensaios analisaram-se os parâmetros DQO, DQO filtrada, turbidez e cor afluentes e efluentes, e volume de gás produzido.

Em 26 de novembro de 1996 realizou-se um ensaio, que chamou-se de Ensaio Controle, sem aumento de vazão, onde foram coletadas amostras de 15 em 15 minutos das 9 às 10 horas, e de 30 em 30 minutos até as 12 horas, e no mesmo dia das 17 às 18 horas de 15 em 15 minutos e de 30 em 30 minutos até as 20 horas. Para esse ensaio analisaram-se os parâmetros DQO, DQO filtrada, turbidez e cor afluentes e efluentes, e volume de gás produzido. Esse ensaio teve intuito de comparação com os anteriores, que tiveram simulados picos de vazão.

Em dezembro de 1996, foram realizadas análises dos grânulos, contidos no lodo do reator, através de microscopia eletrônica, no sentido de avaliar-se a composição microbiológica dos mesmos.

4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

4.1 Caracterização do Esgoto Sanitário

Os resultados da caracterização do esgoto sanitário estão apresentados através das 11 (onze) amostragens realizadas no período de outubro de 1995 a fevereiro de 1996.

Todos os dados referentes às amostragens citadas, encontram-se no Anexo I (Tabelas I.1 a I.11).

Na Tabela 4.1 estão apresentadas as médias diárias dos resultados de todos os parâmetros analisados durante as 11 coletas. Nessa tabela estão apresentadas também as médias e desvio padrão de todos os parâmetros.

Conforme observado na revisão de literatura, a comparação de resultados de caracterização de esgotos sempre promoverá certa discordância, devido às diferenças em procedimentos de análise ou à efetiva variação na composição dos esgotos analisados. Porém, quando se trata de esgotos puramente sanitários, a composição geral normalmente não apresenta grandes variações. Nesse caso, devido a contribuições industriais e comerciais, os resultados pontuais de alguns parâmetros chegaram a apresentar grandes variações em relação às médias já consagradas pela literatura. Porém, as médias das amostragens apresentam valores dentro dos intervalos de variações esperados. Esse é, por exemplo, o caso do Nitrogênio, que chega a apresentar valores, em um mesmo dia, variando de 41 a 120 mg/L (Tabela I.1 - Anexo I), tendo médias das amostragens de 57 mg/L (Tabela 4.1), enquanto que a média reportada por Lens & Verstraete (1992) é de 50 mg/L.

Tabela 4.1 - Médias diárias dos resultados dos parâmetros analisados de 11 amostras coletadas de outubro 95 a fevereiro 96 em diferentes horários e dias da semana

Amostras	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Médias	Desv. Padrão
Parâmetros Analisados													
ST (mg/L)	712	358	451	424	803	1034	733	852	662	750	657	676	200
STF (mg/L)	212	122	205	186	188	248	194	144	238	190	126	187	41
STV (mg/L)	500	237	246	238	615	786	540	708	425	560	532	490	187
SST (mg/L)	237	149	201	150	262	193	308	208	274	246	151	216	54
SSF (mg/L)	36	59	37	23	28	25	45	49	38	31	17	35	12
SSV (mg/L)	201	91	164	127	234	168	263	159	236	215	135	181	53
SDT (mg/L)	475	209	250	274	541	841	426	645	388	504	506	460	184
SDF (mg/L)	177	63	168	163	161	223	149	95	200	159	109	152	46
SDV (mg/L)	299	146	82	111	381	618	277	549	188	349	397	309	173
SÓL. SEDIM. (mL/L)	4,7	2,8	5,1	3,0	4,0	3,9	5,6	2,4	3,3	2,3	1,7	3,5	1,2
pH (mg/L)	6,9	6,8	6,6	7,0	6,9	6,9	6,7	6,7	6,9	7,0	6,1	6,8	0,3
DQO (mg/L)	793	581	668	401	788	727	775	437	798	649	416	639	158
DBO (mg/L)	499	325	417	160	481	392	438	266	529	320	320	377	111
DQO/DBO	1,6	1,8	1,6	2,6	1,6	1,8	1,8	1,7	1,5	2,2	1,3	1,8	0,4
N-Total (mg/L)	61	53	55	48	71	63	66	38	64	64	42	57	10
N-Orgânico (mg/L)	36	29	24	22	38	36	36	24	37	30	25	31	6
N-Amoniacal (mg/L)	25	24	31	26	32	26	30	14	28	34	17	26	6
ALC. TOTAL (mg/L)	141	93	132	126	146	132	134	69	136	138	81	121	27
ALC. À BICARB. (mg/L)	-	-	-	-	77	71	90	38	75	79	23	62	22
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	-	-	-	-	69	61	65	31	61	59	58	57	12
FOSFATO (mg/L)	20	14	19	18	23	18	20	12	22	20	8	18	5
SULFATO (mg/L)	-	-	-	-	9	4	n.d.	14	22	19	11	11	8
LIPÍDIOS (mg/L)	3	2	5	3	6	5	8	3	10	5	2	8	2
CARBOIDRATOS (mg/L)	45	86	74	43	77	51	70	47	83	62	32	61	18
PROTEÍNAS (mg/L)	348	403	448	260	541	433	416	383	355	376	278	385	78

- não há dados , n.d. = não detectado

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP.

Buscou-se avaliar a variação de parâmetros como DQO, Carboidratos, Proteínas e Lipídios, durante o dia, quando esperava-se concentrações mais elevadas dos esgotos sanitários. A Tabela 4.2 mostra a variação de DQO (mg/L) do esgoto em diferentes dias da semana das 6 às 20 horas. A Figura 4.1 ilustra essas variações. Observa-se que, no eixo x, tem-se as amostragens em diferentes dias, e o eixo y apresenta os intervalos de horários. Essa figura tem por objetivo ilustrar os resultados obtidos para permitir melhor visualização das variações observadas.

Tabela 4.2 - Valores de DQO (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas

Intervalo Horário (h)	6:00 - 8:00	8:00 - 10:00	10:00 - 12:00	12:00 - 14:00	14:00 - 16:00	16:00 - 18:00	18:00 - 20:00	Média (dia)	D.P. (dia)	C.V. (dia)
Amostra (Dia da Semana)										
1-(quarta)	852	895	822	699	681	810	-	793	85	0,11
2-(terça)	431	567	530	514	272	732	1207	608	299	0,49
3-(quinta)	531	643	878	715	657	549	907	697	148	0,21
5-(domingo)	-	838	824	795	751	881	639	788	85	0,11
6-(quinta)	1021	700	699	838	589	647	594	727	155	0,21
7-(quarta)	819	761	758	822	641	848	-	775	75	0,10
8-(terça)	-	445	423	-	548	332	-	437	89	0,20
9-(terça)	690	789	712	889	780	928	-	798	94	0,12
10-(sábado)	-	-	-	626	748	637	-	649	56	0,09
Média (intervalos)	707	696	706	737	630	707	837			
D.P. (intervalos)	204	141	156	124	155	189	283			
C.V. (intervalos)	0,29	0,20	0,22	0,17	0,25	0,27	0,34			

- não há dados, D. P. = Desvio Padrão, C.V. = Coeficiente de Variação = D.P./Média

obs: Amostra 4 não está apresentada pela coleta ter sido realizada em horários diferentes dos apresentados na tabela

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Observa-se, através dos resultados apresentados na Tabela 4.2, que os valores de desvio padrão são, em geral, maiores para o mesmo intervalo de medida, em diferentes dias, que ao longo do dia. No entanto, para as amostras 2 (terça-feira), 3 (quinta-feira) e 6 (quinta-feira), os valores de desvio padrão e coeficiente de variação são elevados, indicando que as variações ao longo do dia podem ser significativas.

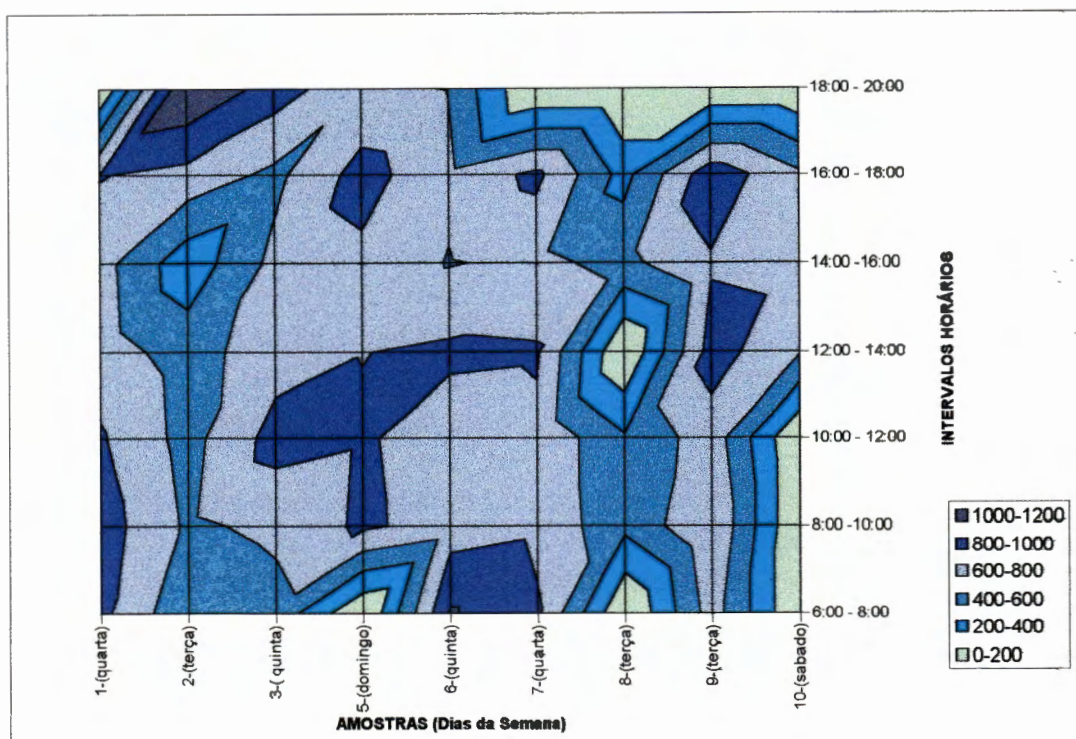


Figura 4.1 - Variação de DQO (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas

Através da Figura 4.1, tem-se a noção de variação da DQO em diferentes dias de amostragens durante todo o dia. As amostras 2 (terça-feira) e 8 (terça-feira) apresentam valores mais baixos de DQO no decorrer do dia, provavelmente pela ocorrência de chuvas nesses dias, conforme Tabela I.2 e I.8 (Anexo I). Na amostra 2, no entanto, observa-se valor bastante elevado no início da noite, provavelmente devido à ocorrência de descarga concentrada. Nota-se que, no domingo (amostra 5), ocorreram valores altos de DQO durante a manhã e pequenos à tarde. É provável que esse fato esteja associado a descargas concentradas na rede coletora.

Na Tabela 4.3 estão apresentadas as variações de concentração de Proteínas em diferentes dias da semana das 6 às 20 horas. A Figura 4.2, assim como no caso da DQO, ilustra essas variações.

Tabela 4.3 - Concentrações de Proteínas (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas

Intervalo Horário (h)	6:00 - 8:00	8:00 - 10:00	10:00 - 12:00	12:00 - 14:00	14:00 - 16:00	16:00 - 18:00	18:00 - 20:00	Média (dia)	D.P. (dia)	C.V. (dia)
Amostra (Dia da Semana)										
1-(quarta)	402	368	309	321	307	382	-	348	41	0,12
2-(terça)	378	474	525	374	225	444	532	422	107	0,25
3-(quinta)	689	591	525	439	309	481	267	472	149	0,32
5-(domingo)	-	664	598	534	502	442	507	541	79	0,15
6-(quinta)	784	434	396	437	302	314	365	433	164	0,38
7-(quarta)	577	485	359	389	301	384	-	416	99	0,24
8-(terça)	-	364	400	-	409	358	-	383	26	0,07
9-(terça)	592	535	262	296	218	227	-	355	165	0,46
10-(sábado)	-	-	-	386	324	288	-	376	91	0,24
Média (intervalos)	540	493	422	397	322	369	418			
D.P. (intervalos)	166	99	117	74	87	82	124			
C.V. (intervalos)	0,31	0,20	0,28	0,19	0,27	0,22	0,30			

- não há dados, D. P. = Desvio Padrão, C. V. = Coeficiente de Variação = D.P./Média

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

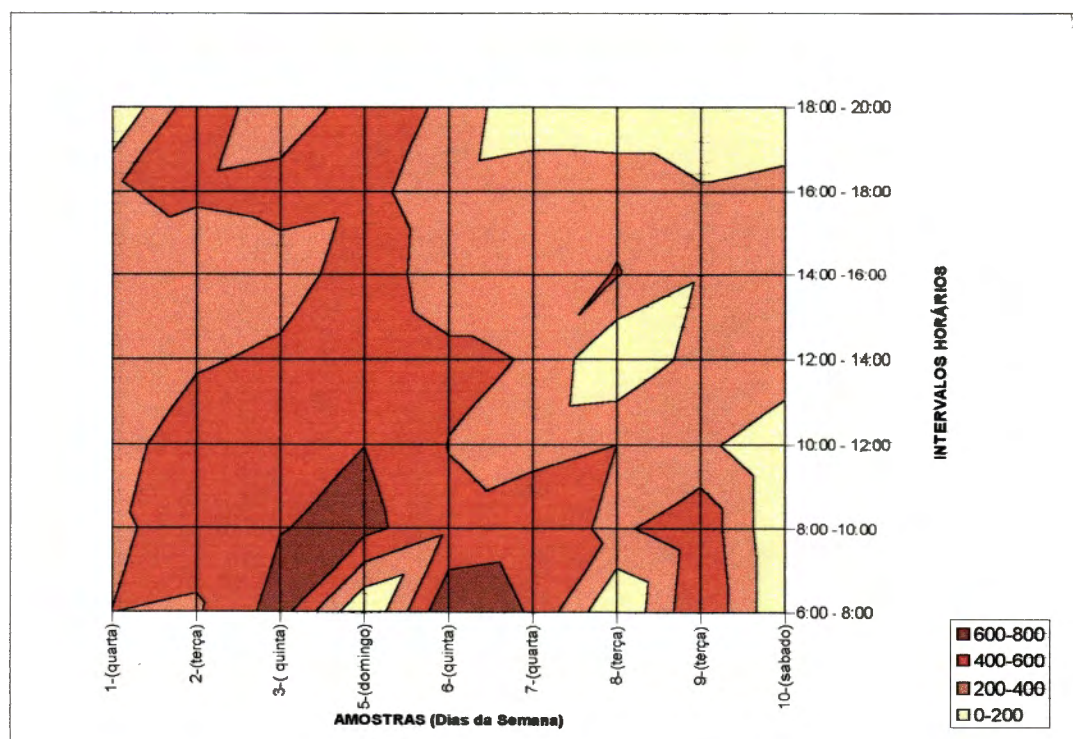


Figura 4.2 - Variações de concentrações de Proteínas (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas

Na Tabela 4.3, assim como na Figura 4.2 estão mostradas concentrações mais elevadas de Proteínas, nas amostras coletadas no início da manhã, sendo que as médias nos

intervalos de 6 às 12 horas são bastante elevadas, apesar do desvio padrão ser também elevado, indicando variações significativas nos valores individuais. A média ao longo do dia, da amostra 5 (domingo) é bastante elevada, com desvio padrão mais baixo, se comparada com a maioria dos outros valores obtidos ao longo do dia. Isso pode indicar uma atividade anormal durante todo aquele dia, que gerou valores relativamente elevados de Proteínas.

Na Tabela 4.4 estão apresentadas as variações de concentrações de Carboidratos em diferentes dias da semana das 6 às 20 horas. A Figura 4.3, assim como no caso das concentrações de Proteínas, ilustra essas variações.

Tabela 4.4 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas

Intervalo Horário (h)	6:00 - 8:00	8:00 - 10:00	10:00 - 12:00	12:00 - 14:00	14:00 - 16:00	16:00 - 18:00	18:00 - 20:00	Média (dia)	D.P. (dia)	C.V. (dia)
Amostra (Dia da Semana)										
1-(quarta)	34	64	38	50	53	34	-	46	12	0,27
2-(terça)	59	75	110	117	65	115	109	93	25	0,27
3-(quinta)	95	87	102	96	46	84	38	78	25	0,32
5-(domingo)	-	97	80	106	80	58	45	78	23	0,30
6-(quinta)	87	53	42	55	36	34	48	51	18	0,35
7-(quarta)	97	77	67	66	50	60	-	70	16	0,23
8-(terça)	-	55	31	-	88	15	-	47	31	0,66
9-(terça)	169	125	47	75	40	42	-	83	53	0,64
10-(sábado)	-	-	-	78	52	34	-	62	31	0,49
Média (intervalos)	83	82	65	80	57	53	60			
D.P. (intervalos)	46	24	30	24	17	31	33			
C.V. (intervalos)	0,56	0,29	0,46	0,30	0,31	0,58	0,55			

- não há dados, D. P. = Desvio Padrão, C.V. = Coeficiente de Variação = D.P./Média

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

A Tabela 4.4 mostra a ocorrência de valores médios mais elevados de concentrações de carboidratos no início da manhã e no início da tarde.

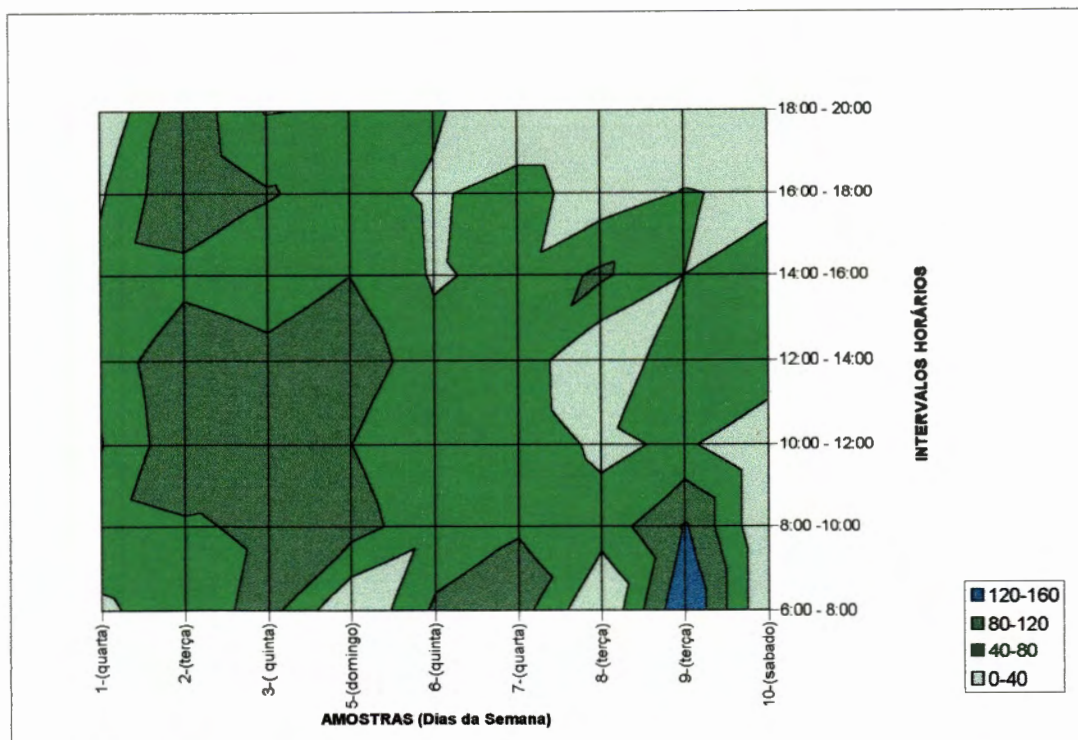


Figura 4.3 - Variação da concentração de Carboidratos (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas

Parece não haver correlação entre a ocorrência de chuvas e variação da concentração de Carboidratos, já que a média da amostra ao longo do dia na amostra 2 (dia chuvoso) é mais elevada, enquanto que na amostra 8 (também dia chuvoso) é mais baixa. Apesar de sofrerem variações ao longo do dia, as variações são maiores, de um dia para outro, em diferentes dias de amostragem. Os coeficientes de variação são bem mais elevados nos três últimos dias de amostragem.

A Tabela 4.5 apresenta a variação da concentração de lipídios em diferentes dias da semana das 6 às 20 horas. A Figura 4.4, assim como no caso da concentração de Carboidratos, ilustra essas variações.

Tabela 4.5 - Concentração de Lipídios (mg/L) do esgoto sanitário coletado, em diferentes dias da semana, de outubro 95 a janeiro 96, das 6 às 20 horas

Intervalo Horário (h)	6:00 - 8:00	8:00 - 10:00	10:00 - 12:00	12:00 - 14:00	14:00 - 16:00	16:00 - 18:00	18:00 - 20:00	Média (dia)	D.P. (dia)	C.V. (dia)
Amostra (Dia da Semana)										
1-(quarta)	2	3	3	3	4	3	-	3	1	0,18
2-(terça)	2	3	3	2	2	2	3	2	1	0,24
3-(quinta)	5	6	6	6	6	3	4	5	1	0,21
5-(domingo)	-	7	6	7	6	5	4	6	1	0,22
6-(quinta)	7	6	5	7	5	4	5	5	1	0,21
7-(quarta)	8	8	8	8	7	7	-	8	0	0,06
8-(terça)	-	2	3	-	3	3	-	3	0	0,17
9-(terça)	9	15	9	11	8	6	-	10	3	0,32
10-(sábado)	-	-	-	6	6	5	-	5	1	0,27
Média (intervalos)	5	6	6	6	5	4	4			
D.P. (intervalos)	3	4	2	3	2	2	1			
C.V. (intervalos)	0,59	0,64	0,42	0,47	0,40	0,37	0,22			

- não há dados, D. P. = Desvio Padrão, C.V. = Coeficiente de Variação = D.P./Média

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Nota-se que nos dias chuvosos as concentrações de Lipídios foram mais baixas. As médias durante os vários intervalos horários não apresentam grandes variações, se comparadas com as médias em diferentes dias de amostragens. Nota-se, na amostra 9 (terça-feira), além da concentração mais elevada durante todo o dia, concentração bastante elevada às 10 horas. Esse quadro permite inferir sobre a existência de descargas de efluentes industriais na rede coletora, em alguns dos dias amostrados.

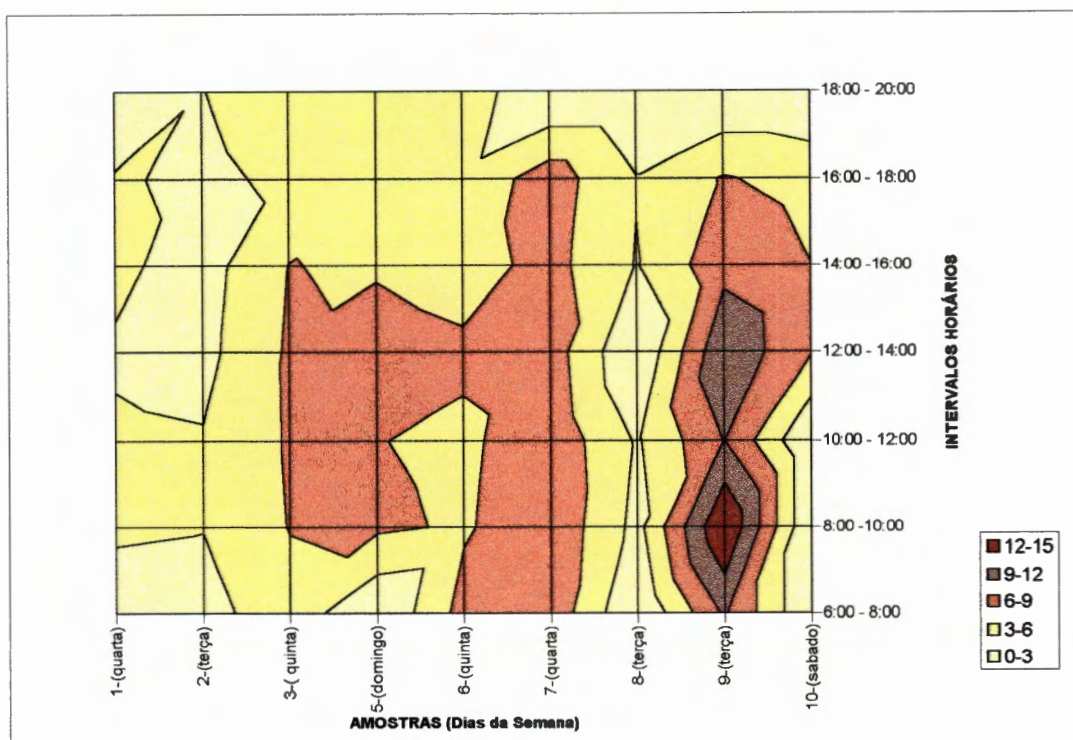


Figura 4.4 - Variação da concentração de Lipídios (mg/L) em diferentes dias da semana de 6 às 20 horas

De maneira geral, notou-se efetiva variação dos esgotos sanitários com relação aos parâmetros analisados. Como trata-se de esgoto sanitário de região central da cidade, notadamente recebendo contribuições, além de domésticas, industriais e comerciais, as variações encontradas eram, de certa maneira, esperadas. O que não se esperava, no entanto, eram variações tão acentuadas, em certos horários do dia, em certos dias da semana, e com tanta frequência. A ocorrência sistemática de menores valores da maioria dos parâmetros, em dias chuvosos, indica que a rede coletora recebe águas pluviais, embora o sistema não permita esse tipo de contribuição.

As variações encontradas certamente trarão alguma dificuldade para a avaliação do desempenho do processo anaeróbio, objeto desse trabalho, já que as amostragens realizadas para a avaliação do processo foram, em geral, semanais, e muitas respostas de desempenho podem estar refletindo situações isoladas diretamente ligadas à variação do afluente.

4.2 Partida do Reator UASB

A operação do reator UASB teve início em setembro de 1995, com vazão constante de 1,1m³/h, e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 16 horas.

As análises realizadas, em amostras do afluente e do efluente, durante os quatro primeiros meses de operação do reator, são apresentadas na Tabela 4.6, quando foram avaliados os parâmetros: DQO (mg/L), e Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg/L).

Tabela 4.6 - DQO (mg/L), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg/L) nos afluente e efluente - outubro 95 a janeiro 96 - TDH - 16 h

(amostra) mês	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	Eficiências de Remoções de DQO (%)	SST afl (mg/L)	SSV afl (mg/L)	SSF afl (mg/L)	SST efl (mg/L)	SSV efl (mg/L)	SSF efl (mg/L)	Eficiências de Remoções de SST (%)
(1) out. 95	554	406	27	142	136	6	73	66	7	49
(1) nov. 95	673	311	54	175	160	15	77	0	77	56
(1) dez. 95	795	386	51	251	49	203	46	28	18	82
(2) dez. 95	1650	427	74	873	568	305	119	65	54	86
(1) jan. 96	812	372	54	348	128	220	184	44	140	47
(2) jan. 96	711	348	42	420	30	390	178	0	178	58

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

A DQO média no afluente, durante o período de partida apresentou valor de 866 mg/L, segundo os valores mostrados na Tabela 4.6. Considerando-se a vazão de 27 m³/d (para TDH de 16 horas), a carga orgânica média aplicada, em termos de DQO, no reator durante esse período foi de 23 kg DQO/d. Portanto a taxa de aplicação volumétrica média foi de 1,3 kg DQO/m³.d.

Durante os primeiros meses de operação, provavelmente devido à não inoculação do reator, não foram observadas remoções significativas de DQO. Na segunda amostragem do mês de dezembro, observou-se eficiência de remoção de DQO de 74%. Porém essa eficiência de remoção pode ser atribuída exclusivamente ao elevado valor da DQO afluente.

A eficiência de remoção de sólidos foi mais significativa que a eficiência de remoção de DQO nesses primeiros meses. Na verdade, ocorreu grande acúmulo de sólidos na superfície do reator nessa fase de funcionamento. Nota-se que os teores de Sólidos Suspensos no efluente foram baixos, o que evidencia a condição favorável de funcionamento do sistema nesse início quanto à retenção de SST.

✓
= as
men!!!

A Tabela 4.7 apresenta dados de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg/L) - ao longo da altura do reator. As tomadas de amostragem, chamadas de P1, P2, P3, P4 e P5 estão localizadas a 0,90, 1,80, 2,70, 3,20 e 3,60 m a partir da base do reator, respectivamente.

Através da Tabela 4.7 observa-se que em dezembro 1995, obteve-se, pela primeira vez, altos teores de Sólidos Suspensos no ponto P1 (0,90 m da base do reator).

Esses sólidos tiveram inicialmente aspecto acinzentado, pouco viscoso. Com o passar das semanas, esse lodo foi se tornando mais escuro e espesso, até assemelhar-se com o aspecto definitivo, ou seja, totalmente preto e bastante espesso, de lodo anaeróbio, após cerca de três semanas.

Tabela 4.7 - Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF) (mg/L) - ao longo da altura do reator - outubro 95 a janeiro 96 - TDH - 16 h

(amostra) mês	Local de Amostragem	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)
(1) out. 95	P1	102	88	14
	P2	80	73	7
	P3	110	100	10
	P4	176	171	5
	P5	115	106	9
(1) nov. 95	P1	117	107	10
	P2	68	65	3
	P3	75	73	2
	P4	200	175	25
	P5	98	94	4
(1) dez. 95	P1	32933	21700	11233
	P2	125	88	37
	P3	347	297	50
	P4	528	356	172
	P5	511	368	143
(2) dez. 95	P1	32700	22275	10425
	P2	242	162	80
	P3	151	100	51
	P4	184	124	60
	P5	202	137	65
(1) jan. 96	P1	29600	16980	12620
	P2	778	178	600
	P3	720	133	587
	P4	910	170	740
	P5	780	133	647
(2) jan. 96	P1	29640	16880	12760
	P2	1020	220	800
	P3	946	123	823
	P4	958	108	850
	P5	1007	186	821

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

É importante salientar que, neste trabalho, serão apresentados muitos gráficos, cujos pontos foram ligados por linhas. Essas linhas não representam qualquer tendência matemática, apenas ligam os pontos para melhor visualização dos resultados obtidos.

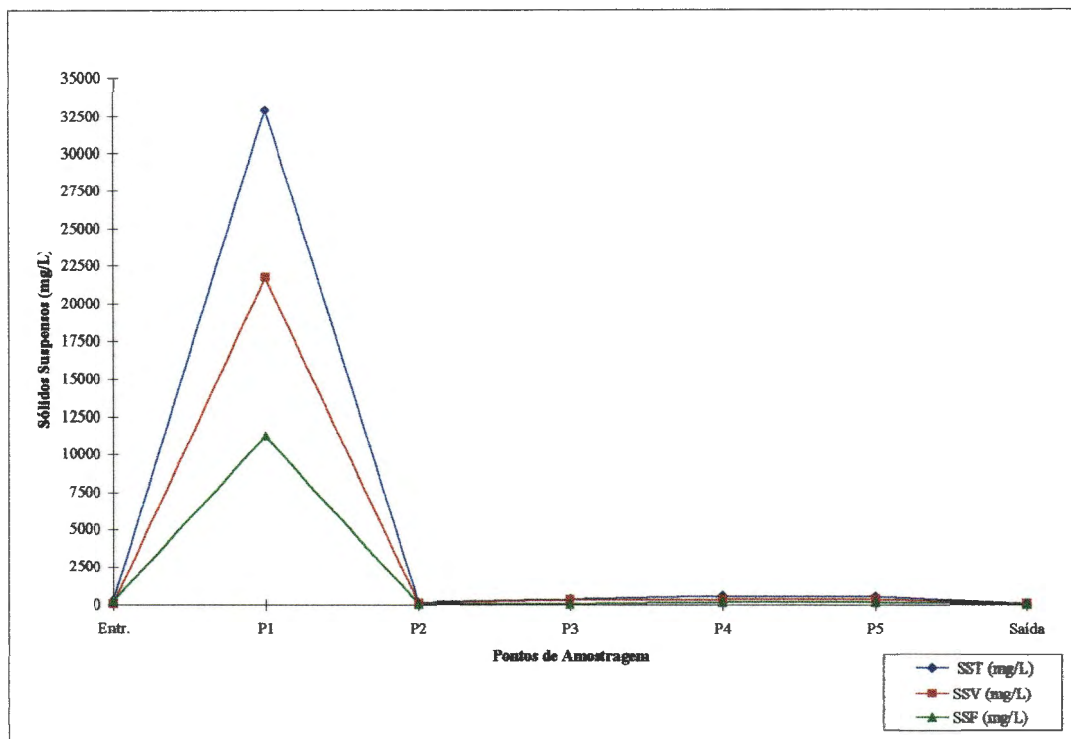


Figura 4.5 - Variação da concentração de Sólidos Suspensos (mg/L) - ao longo da altura do Reator - dezembro 1996

Na Figura 4.5 são apresentados os dados de dezembro 1995, quando observou-se a presença de lodo no reator UASB pela primeira vez.

O desempenho do reator foi efetivamente melhor, em termos de eficiência de remoção de DQO, a partir do final de fevereiro de 1996, conforme Tabela II.2 (Anexo II). Dessa forma, o tempo de detenção hidráulica (TDH) só foi diminuído para 12 horas em março de 1996, e para 8 horas, em abril de 1996.

Considerou-se que a partida do reator ocorreu nos primeiros cinco meses de operação, já que, em março de 1996, apesar da diminuição do TDH, o reator apresentava

boa eficiência na remoção de carga orgânica. Considerou-se, então, encerrado o período de partida do reator.

Esperava-se que a partida do reator fosse mais rápida. Considera-se que um dos fatores que contribuiu para a partida mais lenta, foi a variação qualitativa do afluente. Não só as análises de caracterização do esgoto, já apresentadas, mostraram variações significativas de vários parâmetros, como o aspecto do esgoto se mostrava extremamente variável, ao longo do dia e em diferentes dias.

O acúmulo de sólidos na superfície do reator pode, também, ter sido fator limitante para o bom desempenho hidrodinâmico da zona de separação de gases.

A não inoculação do reator pode ter retardado a partida em alguns meses. Porém tinha-se como propósito trabalhar com as situações mais desfavoráveis possíveis, no sentido de ter-se segurança em proporcionar-se recomendações de ordem prática.

Através dessa experiência de partida, pode-se garantir que, para as condições climáticas apresentadas nessa região, mesmo tendo-se afluentes que apresentam grandes variações em suas características qualitativas, a partida de reatores não inoculados é possível, apesar de lenta.

4.3 Acompanhamento do Desempenho do Reator UASB Operando em Condições de Equilíbrio Dinâmico

4.3.1 Desempenho do Reator UASB com Relação aos Parâmetros Convencionais

Apresentam-se nesse item os resultados do acompanhamento do desempenho do reator com relação aos parâmetros comumente utilizados no monitoramento, quais sejam: pH, Ácidos Voláteis, DQO, DQOfiltrada, DBO, Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Fixos, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Alcalinidade Total, Alcalinidade à Bicarbonato, Alcalinidade à Ácidos Voláteis, Fosfato e Sulfato.

Na Tabela 4.8 são apresentados valores de pH nos afluente e efluente e concentrações de Ácidos Voláteis efluente, como médias mensais.

Tabela 4.8 - Valores de pH nos afluente e efluente e concentrações de Ácidos Voláteis (mg/L) efluente - Médias Mensais

Mês	pH Afl	pH Efl	Ácidos Voláteis Efl (mg/L)
Jan.	6,4	6,5	37
Fev.	6,2	6,3	27
Mar.	6,4	6,5	22
Abr.	6,5	6,8	22
Mai.	6,8	6,6	17
Jun.	6,7	6,5	17
Jul.	6,8	6,5	17
Ago.	6,5	6,6	40
Set.	6,9	6,8	33
Out.	6,9	6,9	53
Nov.	6,9	6,9	57

Observa-se que tanto o pH no afluente quanto no efluente, em termos de médias mensais, apresentam valores pouco abaixo do intervalo considerado bom, para a manutenção do tratamento anaeróbio. Valores ótimos de pH situam-se entre 6,8 a 7,2. O pH médio afluente variou entre 6,2 e 6,9, enquanto que o médio efluente variou entre 6,3 e 6,9. Os valores de pH no afluente também são mais baixos que os valores de pH encontrados na fase

de caracterização do esgoto sanitário. Porém os horários de amostragem foram distintos. O reator provavelmente foi submetido a cargas orgânicas mais elevadas no início da manhã, o que pode refletir numa diminuição de pH nesse período do dia. Não foi detectado no período do experimento qualquer problema com o pH do sistema.

Na Figura 4.6 estão apresentadas as variações das médias mostradas na Tabela 4.5.

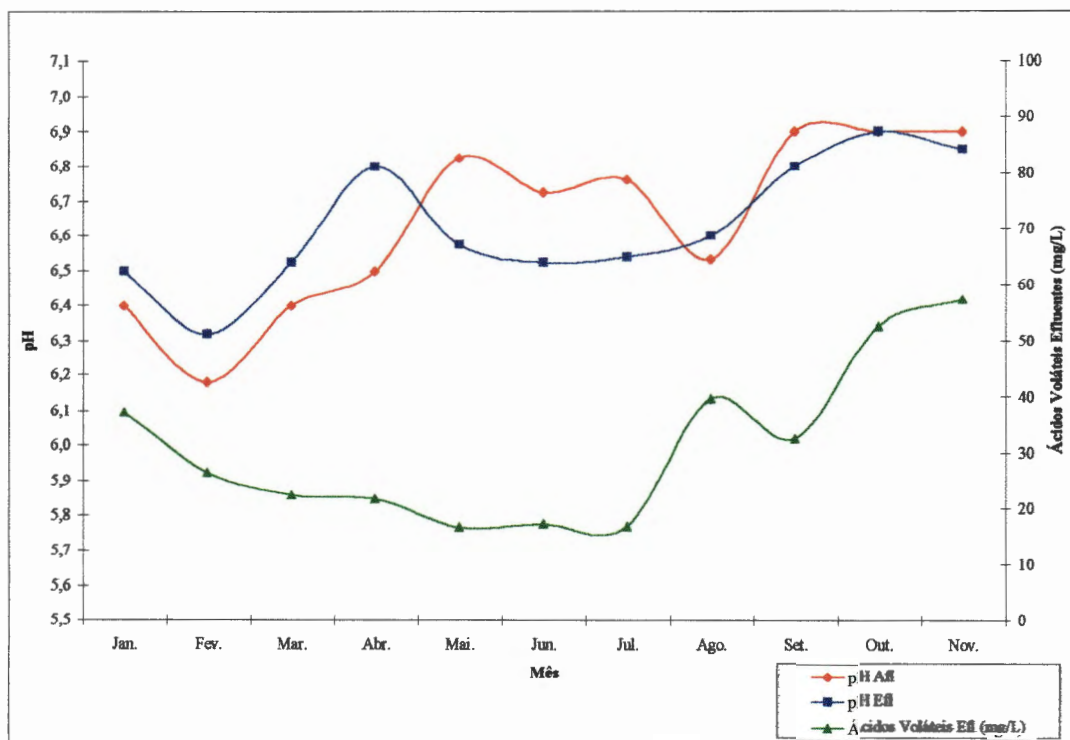


Figura 4.6 - Variação de pH nos afluente e efluente e concentrações de Ácidos Voláteis (mg/L) efluentes - Médias Mensais

Através das médias mensais das concentrações de ácidos voláteis efluentes, pode-se observar que essas apresentaram valores de 17 a 22 mg/L de março a julho de 1996. Os valores aumentaram em agosto, coincidentemente com o início dos ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas.

Na Tabela II.1 (Anexo II) são apresentados os dados referentes ao gráfico da Figura 4.7.

Chegou-se a obter resultados isolados de concentrações Ácidos Voláteis efluentes de 12 mg/L, porém a média dos dados obtidos foi de 22 mg/L.

Acredita-se que haja correlação entre o aumento da concentração de Ácidos Voláteis efluentes e os ensaios de respostas dinâmicas realizados entre agosto e novembro de 1996, conforme será comentado posteriormente.

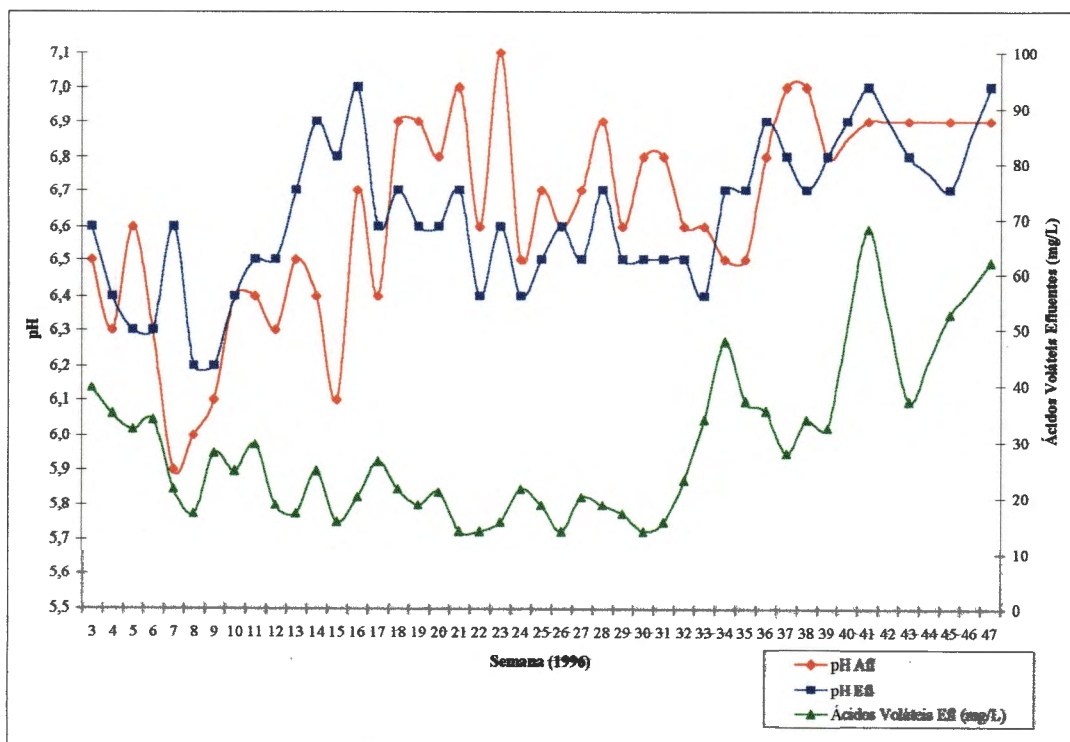


Figura 4.7 - Valores de pH nos afluentes e efluentes e concentrações de Ácidos Voláteis (mg/L) efluentes - janeiro a novembro 1996

Na Tabela 4.9 são mostrados resultados de médias mensais de DQO nos afluentes e efluentes e DQO filtrada no efluente. São também apresentadas as eficiências de remoção de DQO e DQO filtrada, e a relação entre DQO filtrada e DQO no efluente, entre janeiro e novembro 1996.

Na Figura 4.8 estão apresentadas as variações de DQO nos afluentes e efluentes assim como as eficiências de remoção de DQO, em termos de médias mensais.

Tabela 4.9 - DQO (mg/L) nos afluente e efluente, Eficiências de Remoção de DQO e de DQOfiltrada (%), relação entre DQOfil efl e DQO efl - Médias Mensais

Mês	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	Eficiências de Remoção de DQO (%)	DQO fil. efl (mg/L)	DQO fil efl / DQO efl	Eficiências de Remoção de DQO fil (%)
jan.	762	394	48	141	0,36	82
fev.	956	318	67	172	0,54	80
mar.	961	167	83	101	0,60	89
abr.	922	207	78	84	0,40	91
mai.	866	179	79	93	0,55	89
jun.	883	203	77	101	0,50	89
jul.	843	181	79	79	0,44	91
ago.	1088	272	75	113	0,41	90
set.	784	227	71	83	0,37	89
out.	857	178	79	75	0,42	91
nov.	857	157	82	76	0,49	91

As eficiências médias de remoção de DQO a partir de março e abril de 1996, quando o TDH diminuiu para 12 e 8 horas respectivamente, estiveram sempre acima de 70%, chegando a 82%. Comparando os resultados apresentados na Tabela 4.9 com os resultados obtidos por outros pesquisadores, apresentados na Tabela 2.13, observa-se que para condições climáticas e TDH semelhantes, as remoções de DQO variaram de 50 a 78%.

Observa-se que as eficiências médias de remoção de DQO diminuíram durante os meses de agosto e setembro, quando se realizava os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas (ensaios com o dobro da vazão).

Esses valores são bastante significativos em termos de confiabilidade no desempenho do sistema como um todo.

Através dos dados da Tabela 4.9, observa-se que a fração filtrada da DQO representa de 36 a 60% no efluente. É interessante notar, que os valores de DQOfiltrada efluentes apresentam pouca variação, ao passo que as variações da relação DQOfil efl/DQO efl devem-se principalmente às variações da DQO bruta efluente.

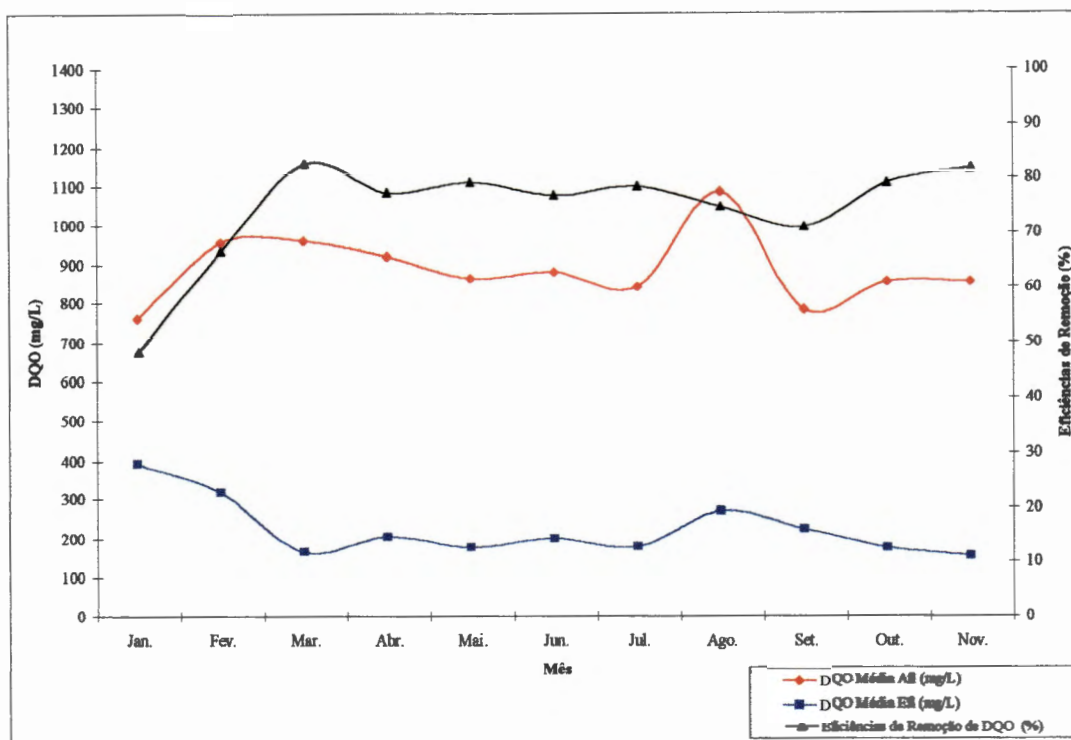


Figura 4.8 - Valores das DQO (mg/L) afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Na Figura 4.9 são mostradas as variações de DQO no afluente e DQO filtrada no efluente, e as eficiências de remoção de DQO filtrada com relação a DQO afluente.

Observa-se através da Figura 4.9, que as eficiências de remoção de DQO filtrada são sempre superiores a 80% (80-91%). Os valores das concentrações de DQO filtrada no efluente são baixos. Esse fato é importante, pois demonstra que, com simples filtração, ou outro pós- tratamento que remova, em parte, a fração suspensa da DQO, pode-se obter efluentes de ótima qualidade. Justifica-se plenamente o estudo, já iniciado, de pós-tratamento do reator UASB, através de flotação.

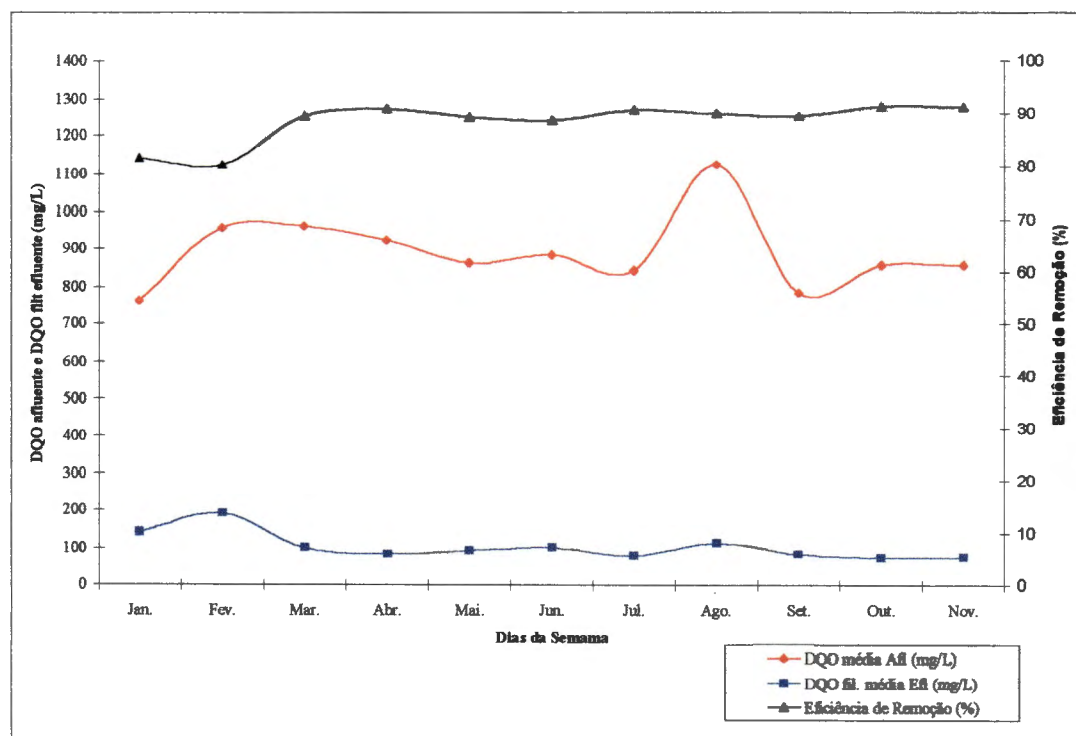


Figura 4.9 - Valores de DQO e DQO filtrada (mg/L) efluente, Percentagens de DQO filtrada com relação a DQO efluente (%) - Médias Mensais

A Tabela II.2 (Anexo II) apresenta os dados referentes aos gráficos das Figura 4.10 e Figura 4.11.

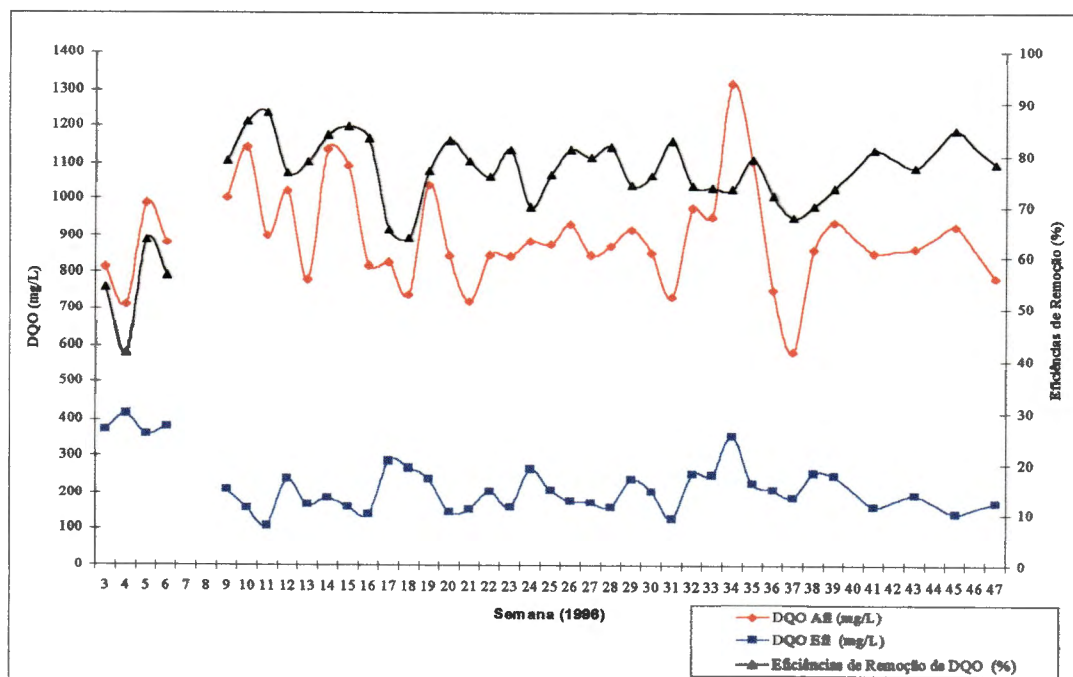


Figura 4.10 - Valores de DQO (mg/L) afluente e efluente, e Eficiência de Remoção (%) - janeiro a novembro 1996

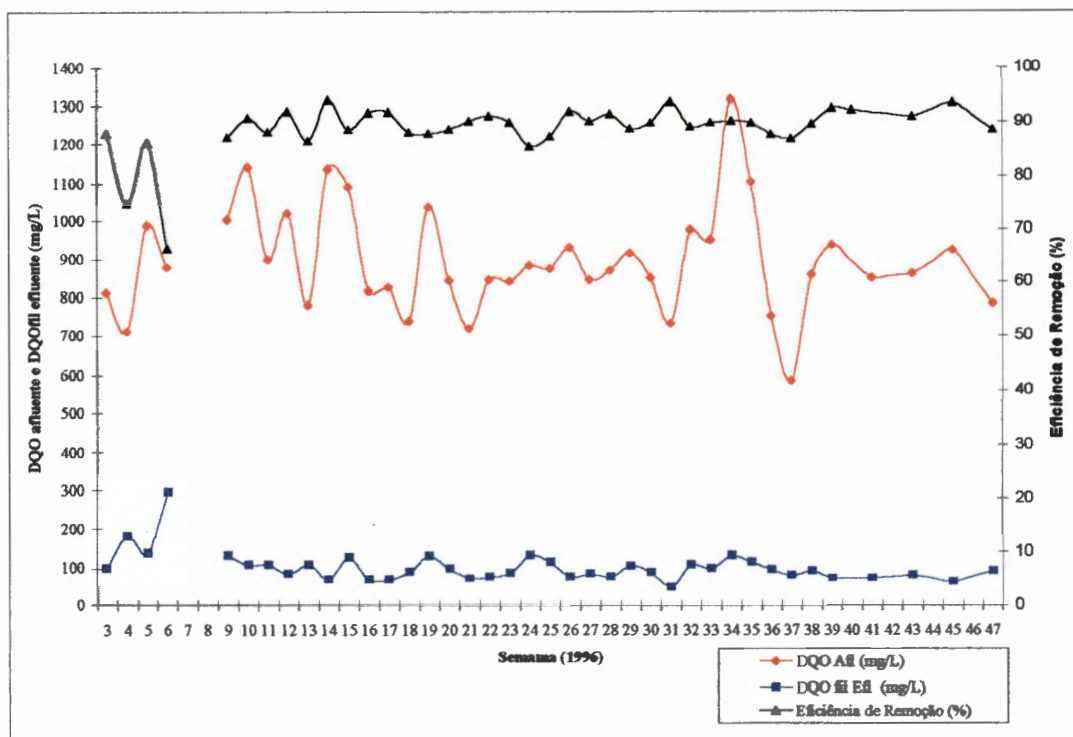


Figura 4.11 - Valores de DQO e DQO filtrada (mg/L) efluentes, e Porcentagens de DQO filtrada com relação a DQO efluente (%) - janeiro a novembro 1996

Quando se observa a Figura 4.10, com a totalidade dos dados disponíveis de DQO afluente e efluente, nota-se que, a DQO afluente apresenta maior amplitude de variação que a DQO efluente. O valor médio encontrado para DQO afluente foi de 896 mg/L, com desvio padrão de 140 mg/L. Em termos do efluente, a DQO apresenta concentração média de 220 mg/L e a DQO filtrada de 103 mg/L. A fração filtrada média da DQO no efluente é de 48%. A eficiência média de remoção de DQO filtrada foi de 89%. (Tabela II.2 - Anexo II).

Tomando-se o valor da DQO média no afluente, durante o período de operação em condições de equilíbrio dinâmico (Tabela II.2 - Anexo II), de 896 mg/l, e considerando-se a vazão de 54 m³/d (para TDH de 8 horas), a carga orgânica média aplicada, em termos de DQO, no reator durante esse período foi de 48 kg DQO/d. Portanto a taxa de aplicação volumétrica média foi de 2,7 kg DQO/m³.d. Na Tabela 2.13, Alaerts e colaboradores (1989), apresentam valores variando de 0,4 a 2 kg DQO/m³.d.

Na Tabela 4.10 são apresentados valores de DBO afluente e efluente e eficiências de remoção em termos médios mensais. A partir de fevereiro 1996, a eficiência de remoção média de DBO esteve sempre acima de 74%. Apesar da maior variação média afluente, a DBO efluente manteve-se em níveis bastante razoáveis. As concentrações médias de DBO no

efluente estiveram entre 116 e 209 mg/L, enquanto que as médias no afluente variaram de 549 a 837 mg/L.

Tabela 4.10 - DBO (mg/L) nos afluente e efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	DBO afl (mg/L)	DBO efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
jan.	549	245	56
fev.	688	179	74
mar.	830	137	84
abr.	745	183	76
mai.	572	116	80
jun.	776	119	85
jul.	587	148	75
ago.	837	209	75
set.	607	153	75

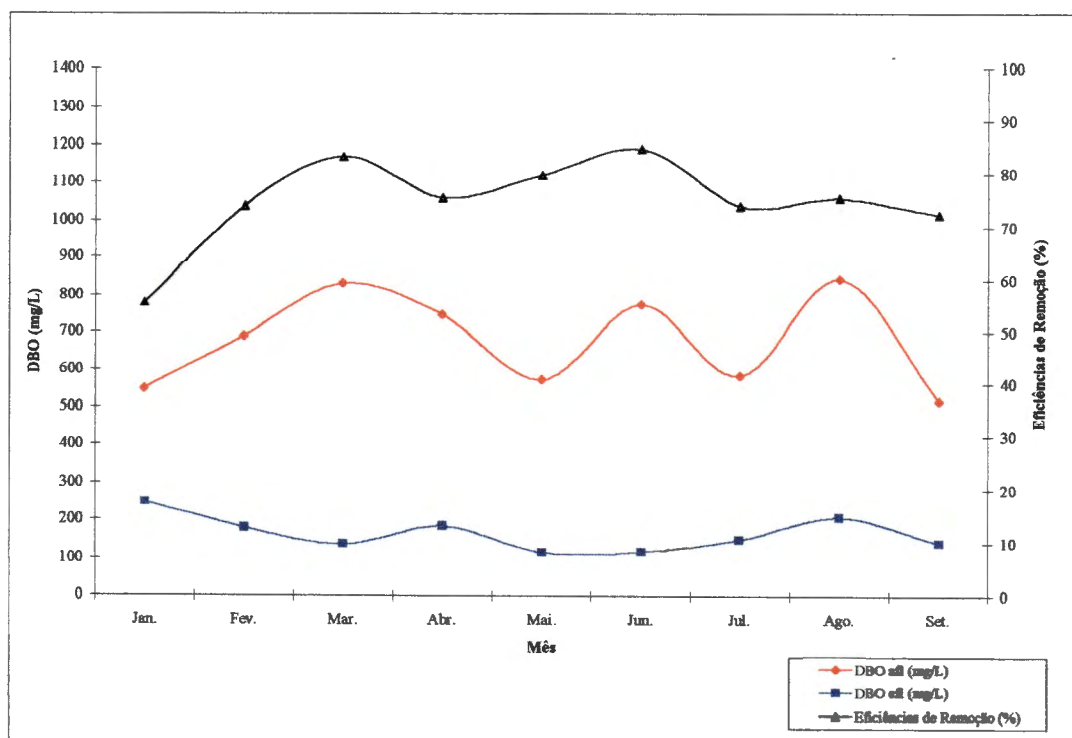


Figura 4.12 - Valores de DBO (mg/L) afluente e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Observa-se também, tanto através dos dados médios mensais, quanto através da totalidade dos dados apresentados na Tabela II.3 (Anexo II), que gerou a Figura 4.13, que a eficiência de remoção de DBO não foi significativamente afetada pelas variações na composição do esgoto afluente, ou pela variação de temperatura ambiente, mesmo aquelas ocorridas nos meses de maio, junho e julho de 1996, quando chegou-se a temperaturas ambientes de 4 °C.

A Tabela II.3 (Anexo II) apresenta os dados referentes ao gráfico das Figura 4.13.

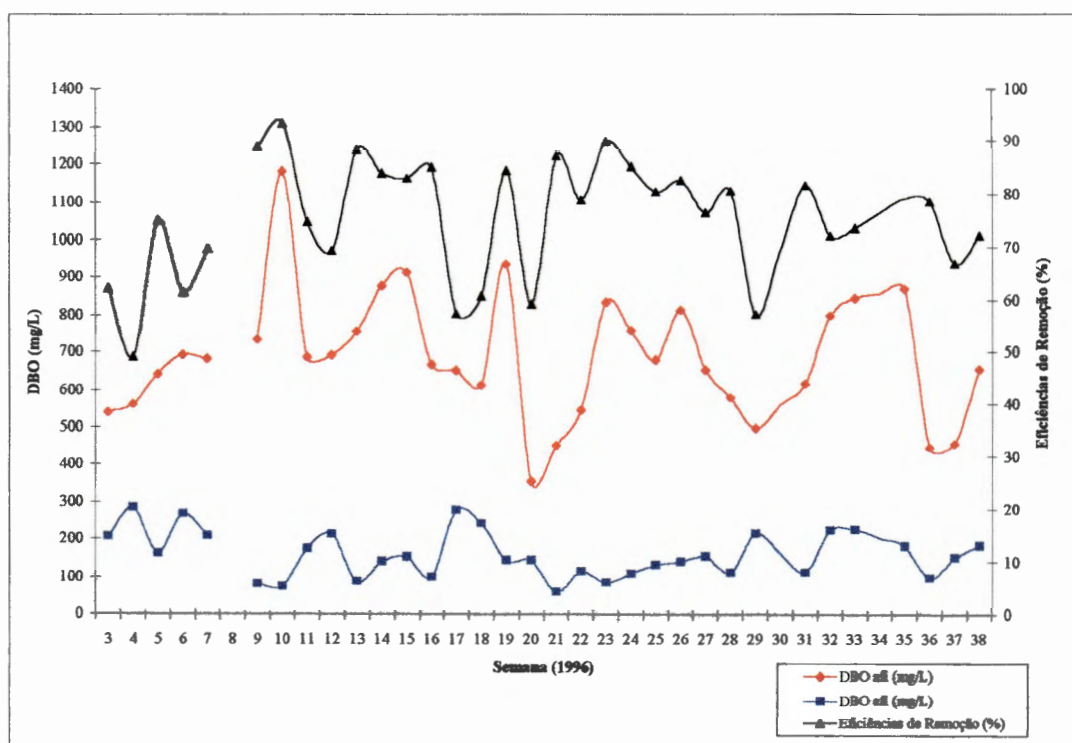


Figura 4.13 - Valores de DBO (mg/L) afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - janeiro a setembro 1996

A Tabela 4.11 apresenta valores afluente, efluentes de Sólidos Totais (ST) e Eficiências de Remoção (%), em termos de médias mensais. Na Figuras 4.14 estão ilustrados os dados apresentados na Tabela 4.11.

Tabela 4.11 - Concentrações de Sólidos Totais (ST) nos afluentes e efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	ST afl (mg/L)	ST efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
fev.	1072	320	70
mar.	735	340	54
abr.	748	280	63
mai.	653	270	59
jun.	591	203	66
jul.	566	180	68
ago.	597	227	62
set.	463	224	52

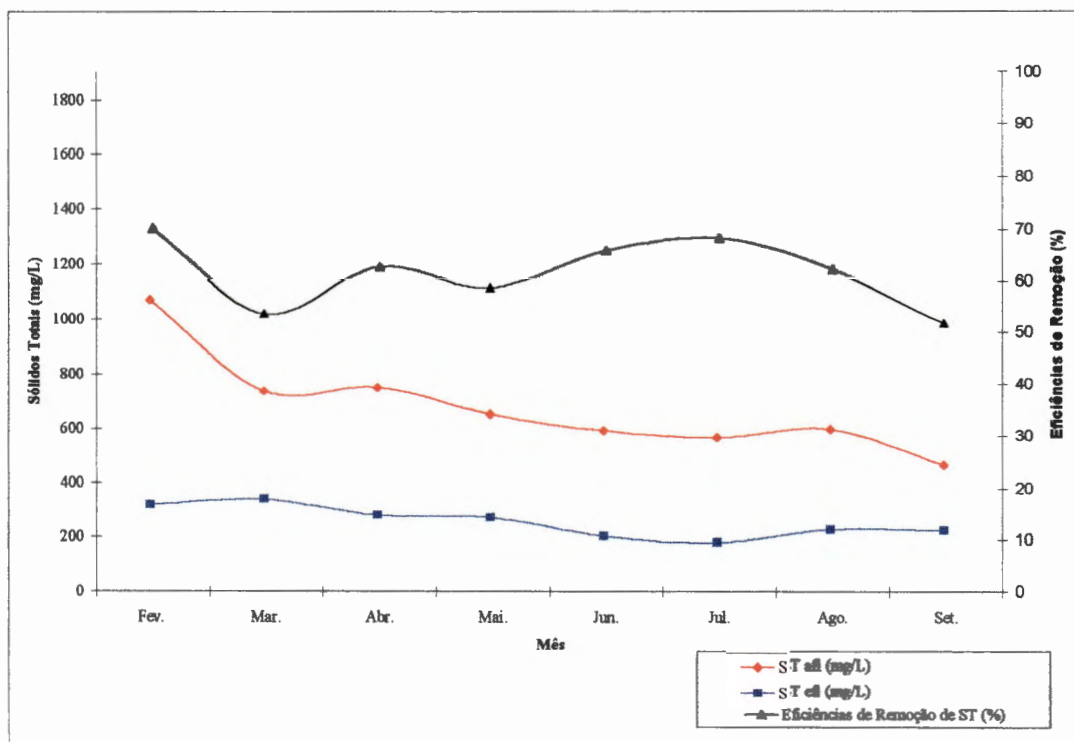


Figura 4.14 - Valores de Sólidos Totais (mg/L) afluente, efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

As eficiências de remoção, Sólidos Totais, em termos de médias mensais, variaram de 52 a 70%.

Na Tabela II.4 (Anexo II) estão apresentados os dados referentes às variações de Sólidos Totais da Figura 4.15 de fevereiro a setembro de 1996.

Na Figura 4.15 observa-se valor bastante elevado de Sólidos Totais em fevereiro (7ª semana). Supõe-se que neste podem ter ocorrido lançamentos anormais de efluentes na rede coletora. De modo geral os teores de Sólidos Totais no efluente não possuem grande amplitude de variação. Na Tabela II.4 (Anexo II) verifica-se que a média e o desvio padrão de Sólidos Totais no efluente são de 257 e 79 mg/L, respectivamente. As variações nas eficiências de remoção apresentadas devem-se principalmente às variações nas concentrações de Sólidos Totais no afluente.

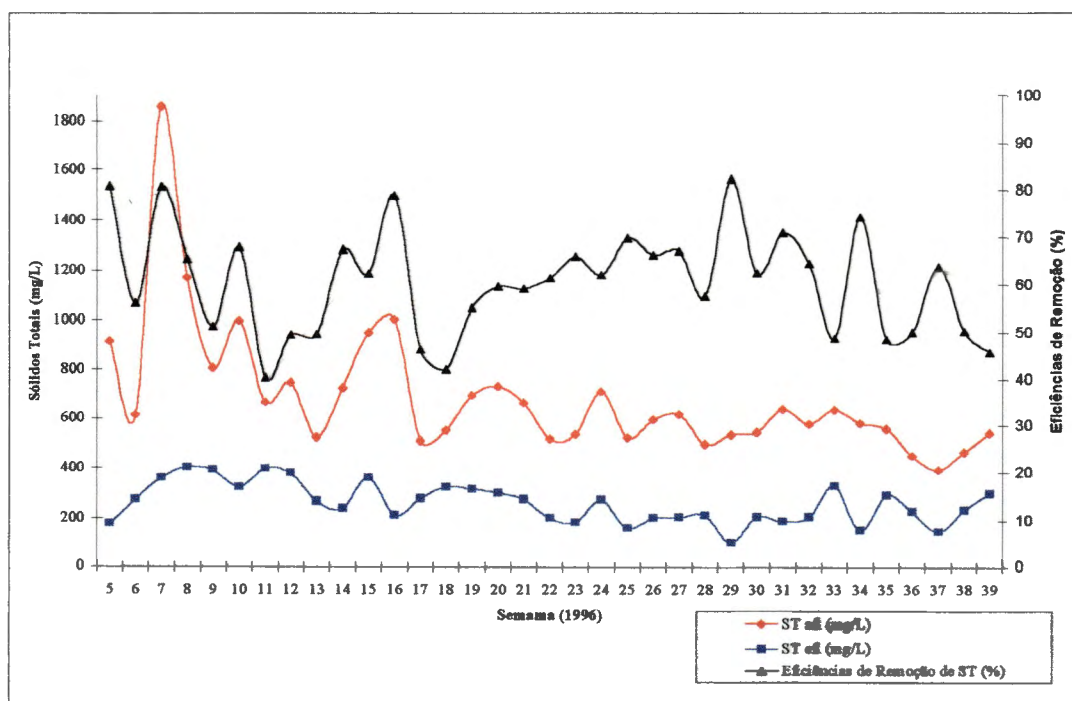


Figura 4.15 - Valores de Sólidos Totais (mg/L) afluente, efluente e Eficiências de Remoção (%) - fevereiro a setembro 1996

A Tabela 4.12 apresenta valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) nos afluente, efluentes e eficiências de remoção (%), em termos de médias mensais. Na Figura 4.16 estão ilustrados os dados apresentados na Tabela 4.12.

Tabela 4.12 - Concentrações de Sólidos Suspensos Totais (ST) nos afluentes e efluentes e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	SST afl (mg/L)	SST efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
fev.	484	71	85
mar.	367	56	85
abr.	302	46	85
mai.	244	53	78
jun.	285	46	84
jul.	310	80	74
ago.	223	66	71
set.	192	66	66

Observa-se, inicialmente, que os teores de Sólidos Suspensos Totais no afluente são bastante próximos dos valores reportados Lens & Verstraete (1992), conforme mostrado na Tabela 2.7 (SST de 200 a 300 mg/L). A média de fevereiro apresenta-se mais elevada devido a um valor atípico na 7ª semana (Tabela II.4 - Anexo II). As baixas concentrações de Sólidos Suspensos Totais no efluente retratam as excelentes eficiências de remoção, que variaram, em média, de 66 a 85%. Esses valores são, em geral, superiores aos apresentados por outros autores (Tabela 2.13). As concentrações médias de Sólidos Suspensos Totais no efluente variaram de 46 a 80 mg/L, valores bastante próximos aos apresentados na Tabela 2.13, para reatores operando em condições similares.

Através da análise dos dados da Tabela II.5 (Anexo II) e da Figura 4.17, observa-se que as variações de eficiências de remoção se devem principalmente pelas variações das concentrações de Sólidos Suspensos Totais no afluente.

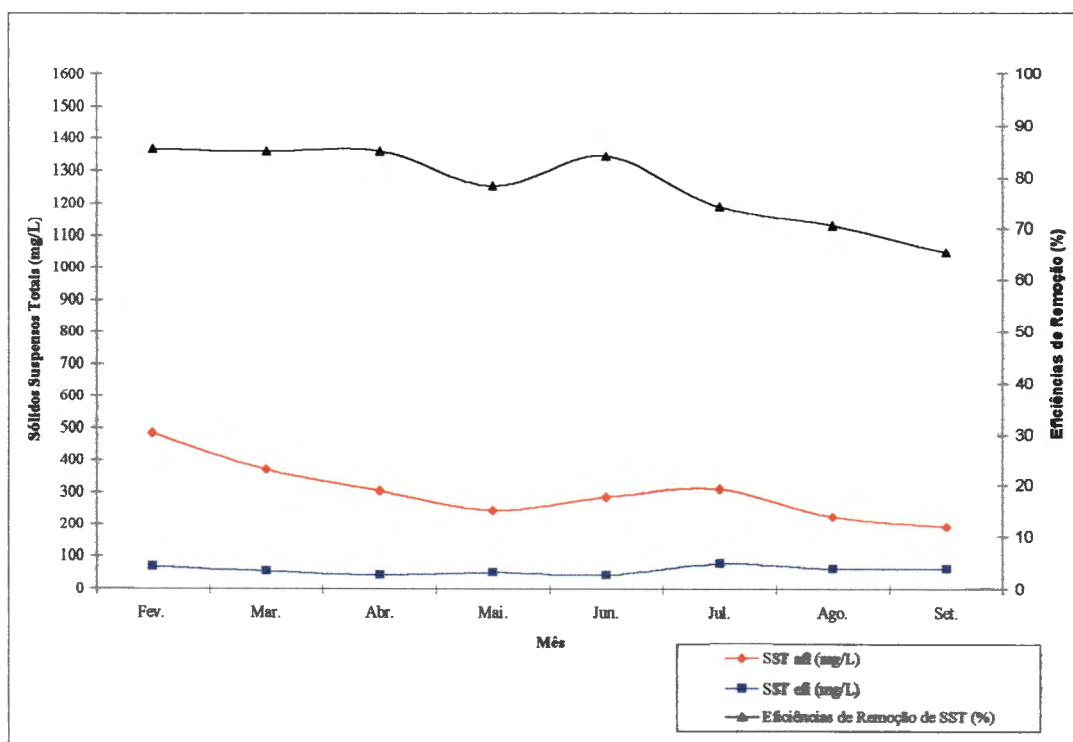


Figura 4.16 - Valores de Sólidos Suspensos Totais afluente e efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

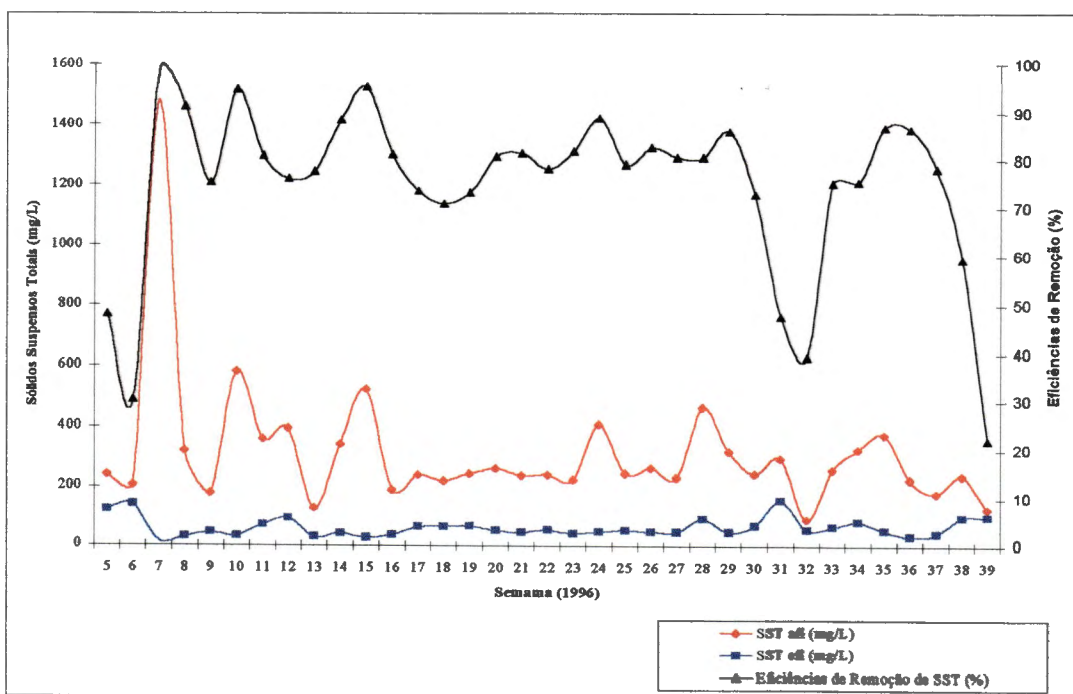


Figura 4.17 - Valores de Sólidos Suspensos Totais (SST) afluente e efluente e Eficiências de Remoção - fevereiro a setembro 1996

Na realidade, os baixos teores de Sólidos Suspensos Totais apresentados refletem excelente clarificação do efluente.

A Figura 4.18 apresenta fotografia do efluente do reator UASB (à direita). Observa-se através da fotografia a excelente clarificação do efluente.



Figura 4.18 - Fotografia do efluente do reator UASB (à direita)

Na Tabela 4.13 são apresentados valores de Nitrogênio Total (N-Total), Nitrogênio Amoniacal (N am.), Nitrogênio Orgânico (N org.), no afluente e no efluente e eficiências de remoção (%), em termos de médias mensais.

As concentrações de Nitrogênio Total afluentes apresentaram-se, em geral, mais elevadas que aquela reportada por Lens & Verstraete (1992), conforme mostra a Tabela 2.7 (N-Total de 50 mg/L). As concentrações médias de Nitrogênio Amoniacal foram muito próximas às constantes da Tabela 2.7, que apresenta a concentração de N Amoniacal variando de 25 a 40 mg/L.

As eficiências médias de remoção de Nitrogênio Total variaram de 25 a 56%. Concentrações médias de Nitrogênio Amoniacal no efluente chegaram a ser mais elevadas que no afluente nos meses de fevereiro, março e abril, não ocorrendo, portanto, qualquer remoção dessa fração de nitrogênio. As eficiências de remoção de Nitrogênio Orgânico foram bastante significativas, variando de 30 a 85%.

Tabela 4.13 - Concentrações de Nitrogênio Total, Amoniacal e Orgânico (mg/L) nos afluente e efluente - Médias Mensais

Mês	N-Total afl (mg/L)	N am. afl (mg/L)	N org. afl (mg/L)	N-Total efl (mg/L)	N am. efl (mg/L)	N org. efl (mg/L)	Ef. de Rem N-Total (%)	Ef. de Rem. N am. (%)	Ef. de Rem. N org. (%)
jan.	138	36	101	95	24	71	31	34	30
fev.	72	32	40	53	33	20	27	< 0	50
mar.	69	35	35	51	37	14	27	< 0	60
abr.	56	34	22	42	37	5	25	< 0	77
mai.	81	46	35	56	34	22	30	25	38
jun.	73	43	30	43	32	11	41	26	62
jul.	69	47	22	36	28	7	48	40	66
ago.	61	39	22	45	38	7	25	3	66
set.	47	37	10	31	26	5	34	30	52
out.	74	42	33	33	28	5	56	34	85
nov.	59	38	21	27	22	5	53	41	75

Através valores apresentados nas Figuras 4.19 e 4.20 pode-se visualizar que a fração amoniacal de nitrogênio praticamente não sofre alteração entre afluente e efluente, enquanto que a porção orgânica é claramente removida. Destaca-se também, que nos meses de outubro e novembro as eficiências de remoção de Nitrogênio Total são bastante elevadas. Na Tabela 2.7, onde são apresentados resultados de outros autores, não se constata qualquer remoção de nitrogênio.

Nas Tabela II.6 (Anexo II) são apresentados os dados referentes as Figuras 4.21 e Figura 4.22.

As concentrações de Nitrogênio Amoniacal são bastante constantes quando se analisa a totalidade dos dados (desvio padrão afluente de 8 mg/L e efluente de 6 mg/L - Tabela II.6 - Anexo II), enquanto que as concentrações de Nitrogênio Orgânico apresentaram picos significativos. Nas primeiras semanas de análise observaram-se valores muito elevados de Nitrogênio Orgânico. Isso provavelmente foi causado por lançamentos de efluentes industriais persistentes (talvez com duração de muitas horas ou até de alguns dias, pois pode ser detectado tanto no afluente quanto no efluente) na rede coletora. Observa-se na Figura 4.21, um pico de Nitrogênio Orgânico no efluente, na 21ª semana. Esse pico deve estar refletindo algum lançamento afluente anterior.

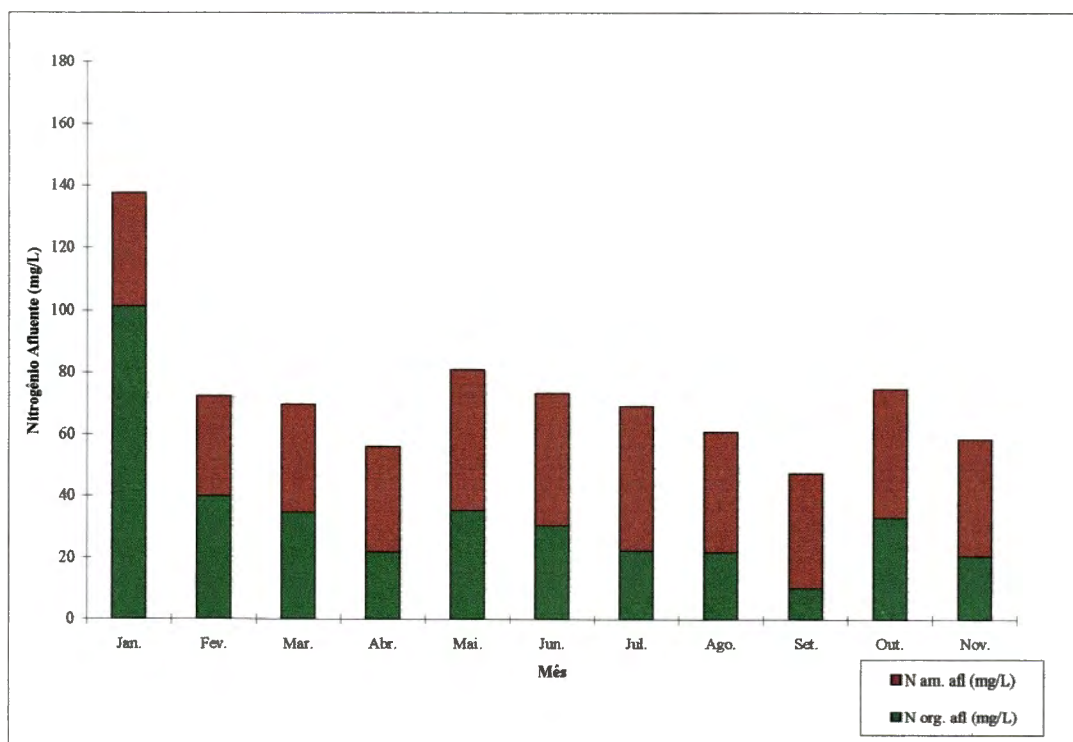


Figura 4.19 - Valores de Nitrogênio Amônia e Orgânico (mg/L) no afluente - Médias Mensais

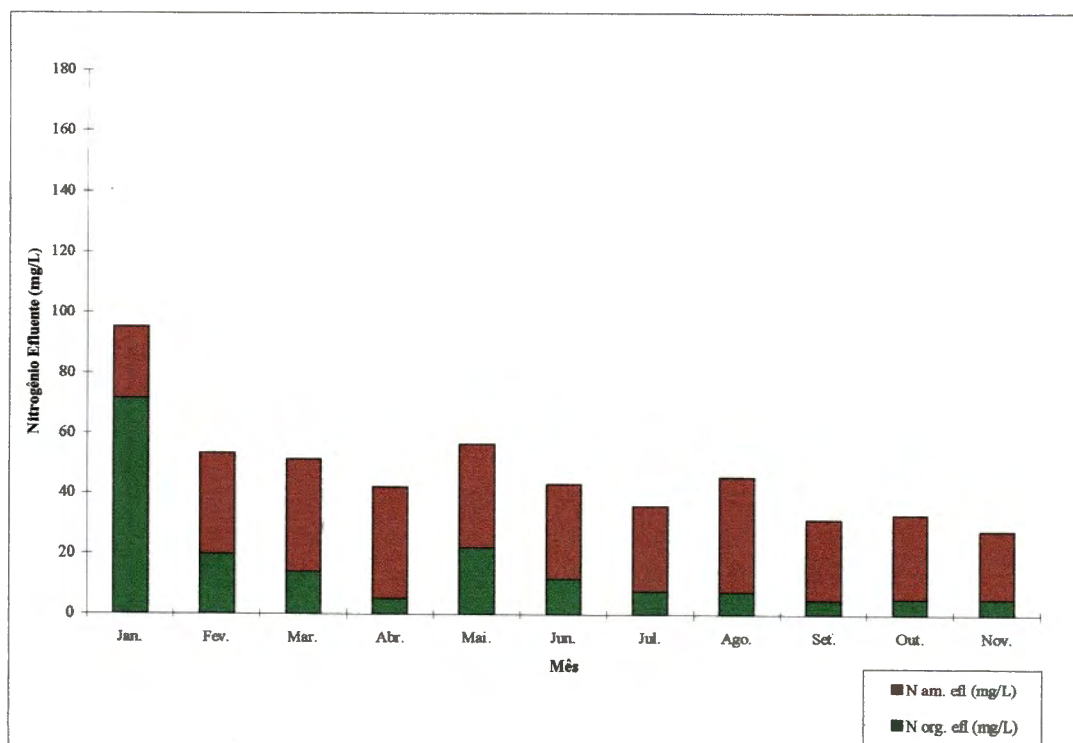


Figura 4.20 - Valores de Nitrogênio Amônia e Orgânico (mg/L) no efluente - Médias Mensais

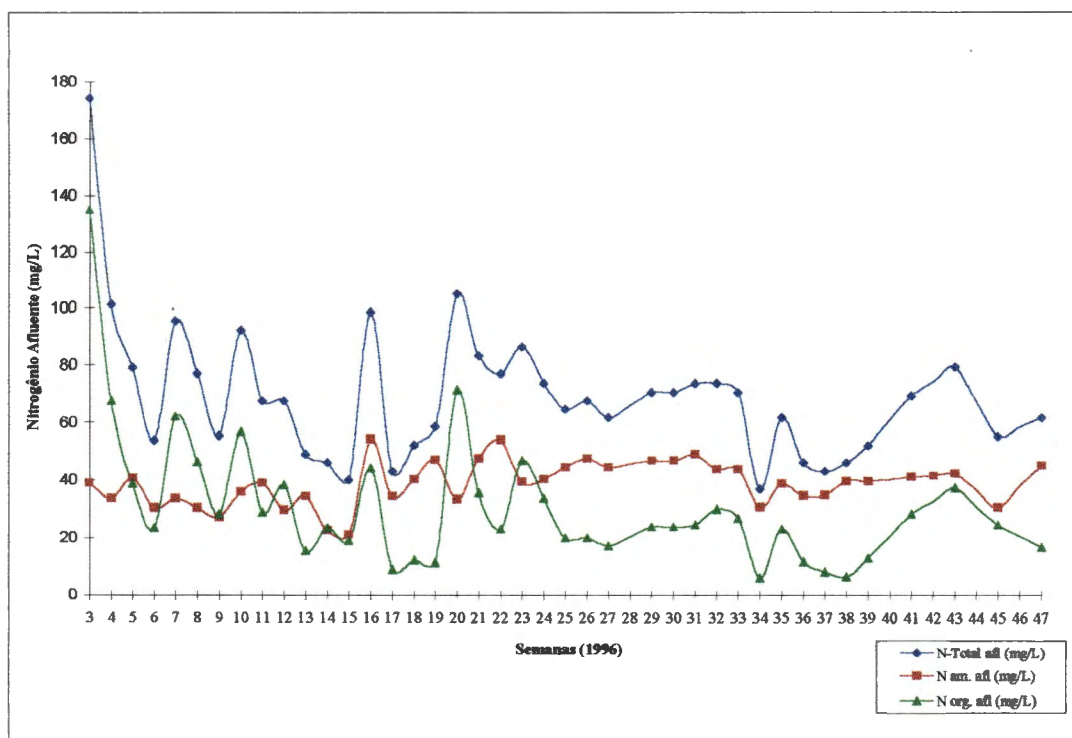


Figura 4.21 - Valores de Nitrogênio Total, Amoniacal e Orgânico (mg/L) no afluente - janeiro a novembro 1996

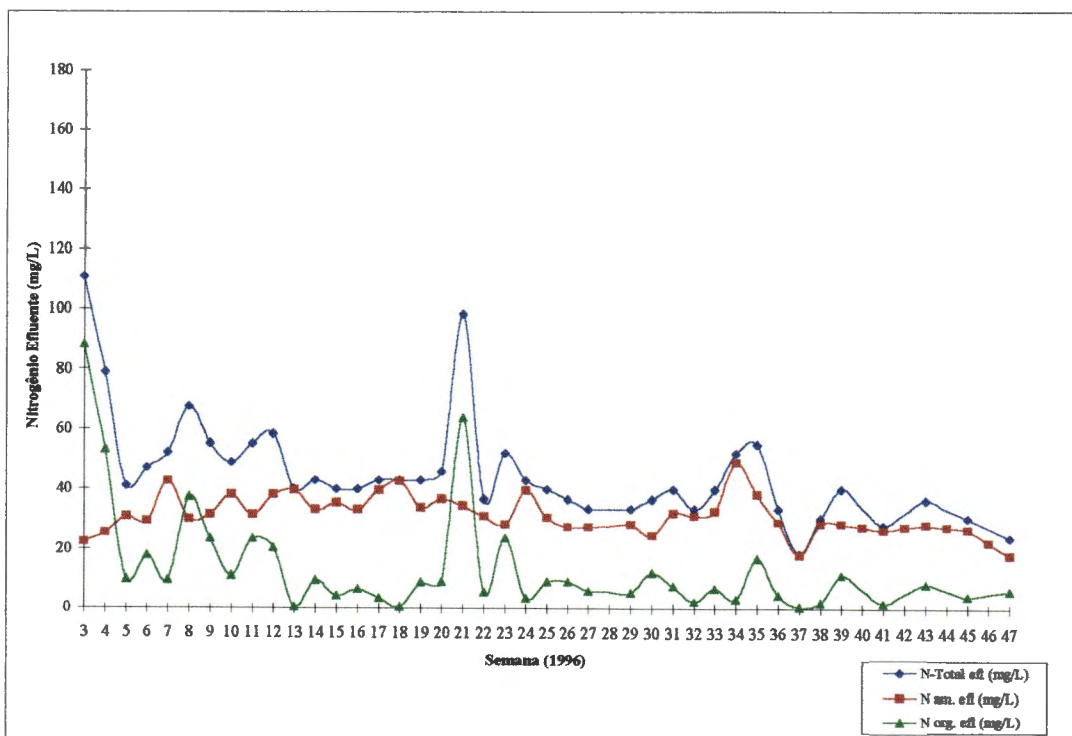


Figura 4.22 - Valores de Nitrogênio Total, Amoniacal e Orgânico (mg/L) no efluente - janeiro a novembro 1996

Na Tabela 4.14 são apresentados valores de Alcalinidade Total (Alc.Total), Alcalinidade a Bicarbonato (Alc.Bic.) e Alcalinidade a Ácidos Voláteis (Alc.Ac.V.), em termos de médias mensais, no afluente e no efluente do reator.

As concentrações médias de alcalinidade afluentes foram bastante baixas no mês de março, indicando possíveis interferências de águas residuárias industriais na rede, nesse período. Nota-se que a Alcalinidade média a Bicarbonato aumentou devido ao processo biológico, enquanto que a Alcalinidade média a Ácidos Voláteis tendeu a decrescer, provavelmente devido ao aumento do consumo de Ácidos Voláteis.

Tabela 4.14 - Alcalinidade Total, Alcalinidade a Bicarbonato e Alcalinidade a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L), nos afluente e efluente - Médias Mensais

Mês	Alc.Total afl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Bic. afl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Ac.V. afl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Total efl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Bic. efl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Ac.V. efl (mg CaCO ₃ /L)
jan.	107	38	64	127	54	73
fev.	121	32	89	185	82	103
mar.	69	35	35	51	37	14
abr.	114	59	55	203	132	71
mai.	172	83	89	188	110	78
jun.	180	100	79	197	118	79
jul.	224	102	122	182	110	72
ago.	208	88	120	261	155	106
set.	206	114	92	209	148	61
out.	250	142	108	189	150	39
nov.	240	138	102	175	135	40

Nas Figuras 4.23, e 4.24 são apresentados os valores médios mensais de Alcalinidade a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis no afluente e efluente, respectivamente.

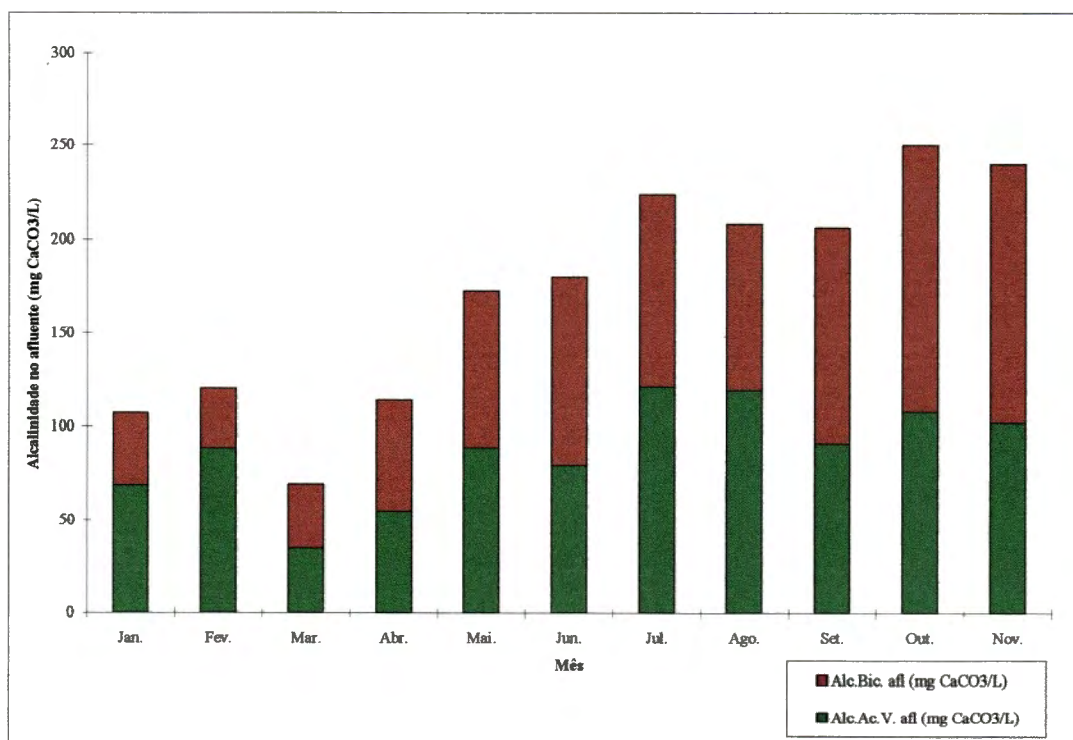


Figura 4.23 - Valores de Alcalinidade a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L) no afluente - Médias Mensais

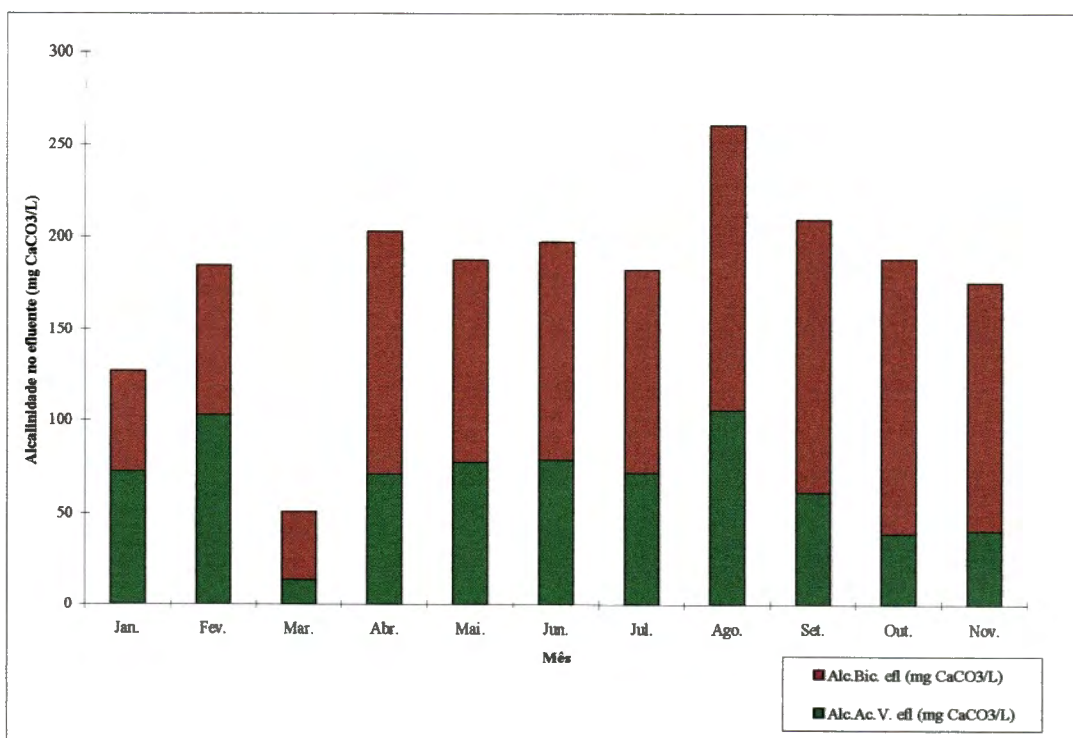


Figura 4.24- Valores de Alcalinidade a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L) no efluente - Médias Mensais

Na Tabela II.7 (Anexo II) são apresentados os dados referentes às Figuras 4.25 e 4.26.

Na Figura 4.26, onde são mostrados os dados de alcalinidade no efluente, nota-se que entre a 10^a e 13^a semana os valores de alcalinidade estiveram bastante baixos, aumentando posteriormente. A partir desse período, os valores de Alcalinidade a Ácidos Voláteis foram sempre inferiores aos valores de Alcalinidade a Bicarbonato. Apesar dos baixos valores de alcalinidade, o sistema nunca apresentou problemas que pudessem ser relacionados à sua baixa capacidade de tamponamento.

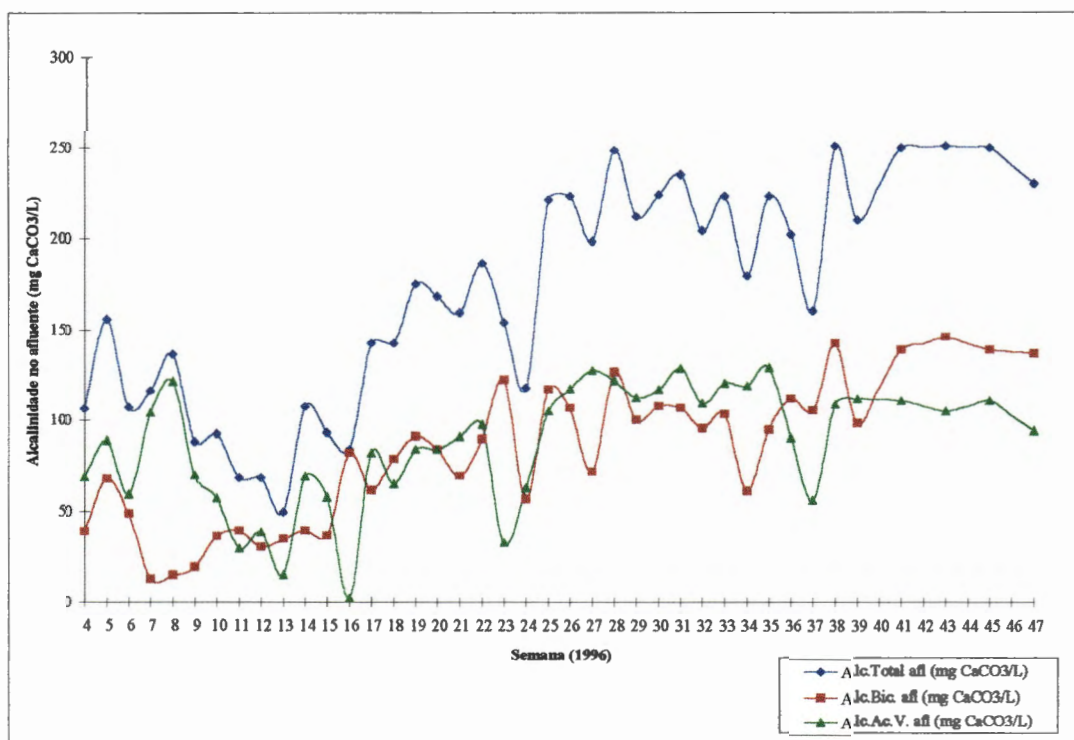


Figura 4.25 - Valores de Alcalinidade Total, a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L) no afluente - janeiro a novembro 1996

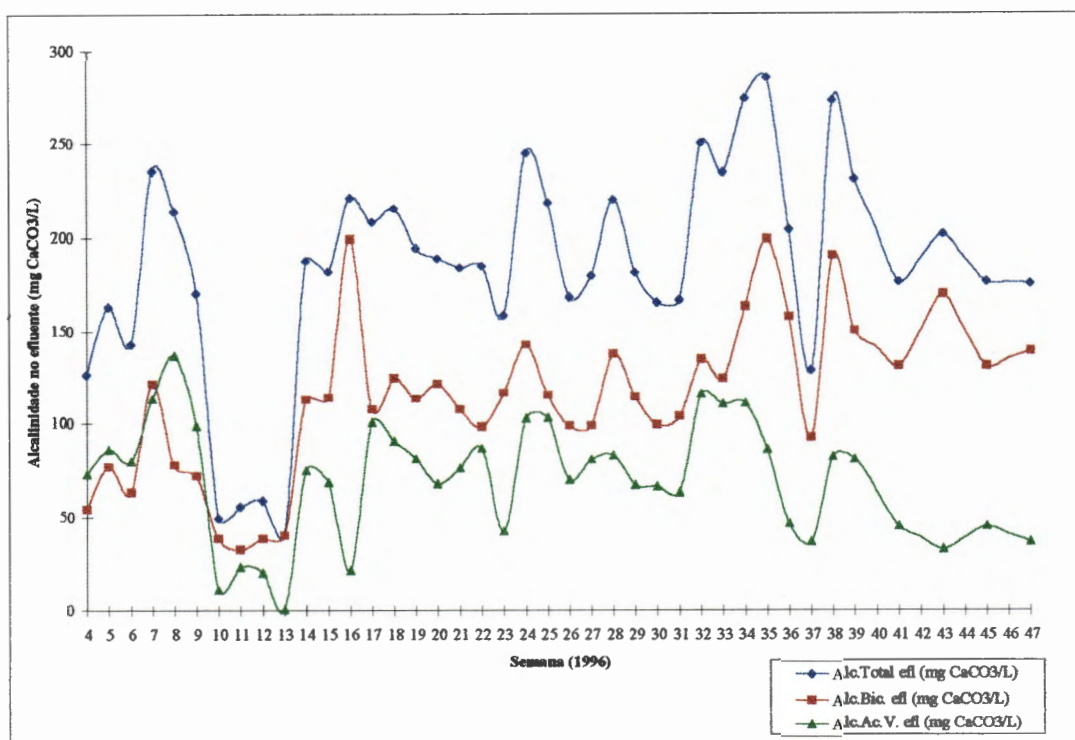


Figura 4.26 - Valores de Alcalinidade Total, a Bicarbonato e a Ácidos Voláteis (mg CaCO₃/L) no efluente - janeiro a novembro 1996

Na Tabela 4.15 são mostradas as concentrações de Fosfato afluente e efluente e eficiências de remoção de Fosfato, como médias mensais.

As concentrações de Fosfato no afluente apresentam-se semelhantes àquela reportada por Lens & Verstraete (1992), na Tabela 2.7 que apresenta PO₄³⁻ como P de 10 mg/L, ou seja Fosfato de 30 mg/L.

A eficiência de remoção de Fosfato apresentada durante o processo biológico pode ser considerada excelente. De maio a novembro, quando foi monitorado esse parâmetro, as eficiências de remoção variaram de 31 a 78%. O resultado de Vieira (1988) apud Alaerts (1989), apresentado na Tabela 2.13, apresenta eficiência de remoção de Fósforo de apenas 3%, apenas Haskoning (1989) apud Alaerts (1989), apresenta na mesma tabela valor de 40% na eficiência de remoção de Fósforo.

Tabela 4.15 - Concentrações de Fosfato (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	Fosfato Afl (mg/L)	Fosfato Efl (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
mai.	30	15	49
jun.	21	10	54
jul.	23	10	57
ago.	21	15	31
set.	19	13	33
out.	23	10	57
nov.	16	4	78

Através das variações das concentrações de Fosfato mostradas na Figura 4.27, observa-se que a curva de concentração de Fosfato no efluente praticamente acompanha a curva correspondente do afluente.

Na Tabela II. 8 (Anexo II) são apresentados os dados referentes a Figura 4.28.

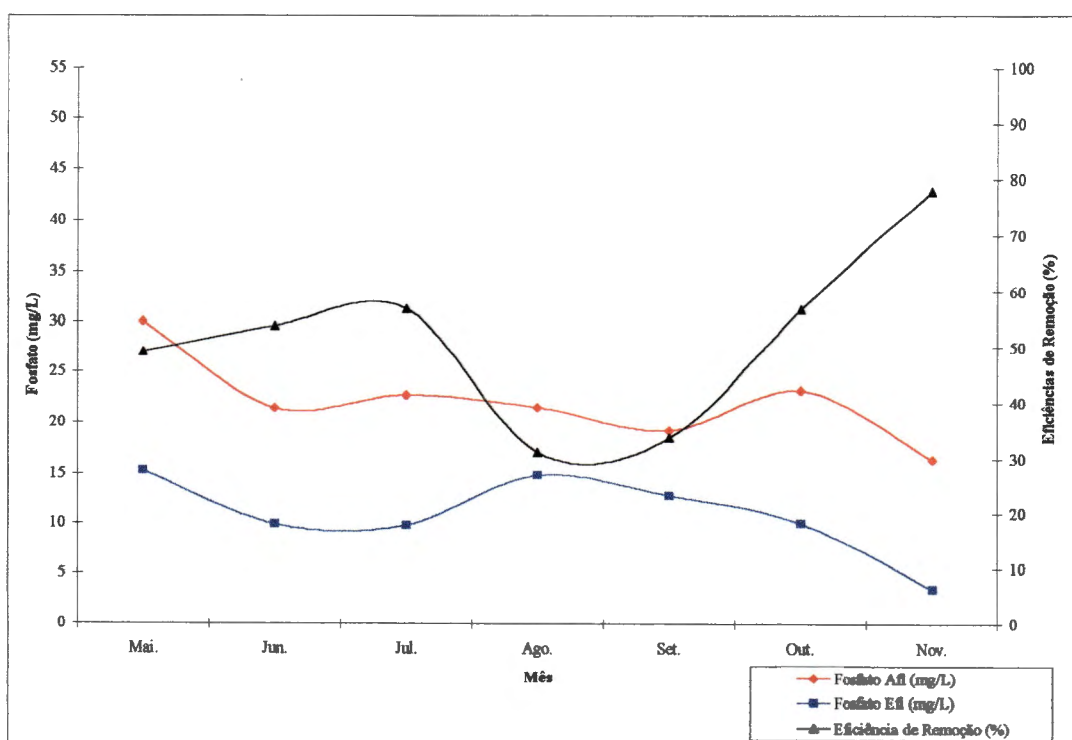


Figura 4.27 - Valores de Concentrações de Fosfato (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

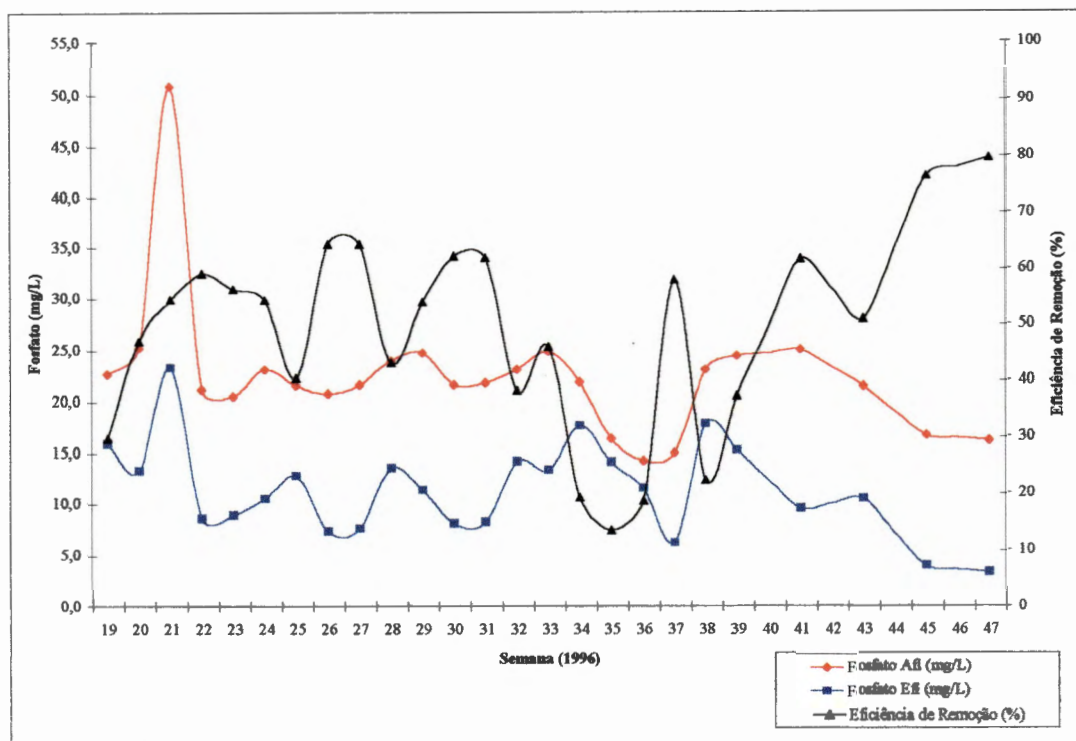


Figura 4.28 - Valores de Concentrações de Fosfato (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Na Tabela 4.16 são mostradas as concentrações de Sulfato afluente e efluente e eficiências de remoção de Sulfato, como médias mensais.

As concentrações de Sulfato no afluente apresentaram-se muito inferiores àquelas reportadas por Lens & Verstraete (1992), na Tabela 2.7, (SO_4^{2-} de 75 mg/L).

Não eram esperados os baixos valores encontrados de concentrações de Sulfato no afluente e efluente. Desconfia-se de algum problema no procedimento de análise, apesar da determinação dessas concentrações terem sido realizadas rigorosamente de acordo com a 18ª edição do "Standard Methods".

Tabela 4.16 - Concentrações de Sulfato (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	Sulfato Afl (mg/L)	Sulfato Efl (mg/L)	Eficiência de Remoção (%)
mai.	34	10	69
jun.	11	n.d.	100
jul.	9	1	85
ago.	10	n.d.	100
set.	1	n.d.	100
out.	4	n.d.	100
nov.	8	n.d.	100

n.d. - não detectado

Na Figura 4.29 são apresentados os dados da Tabela 4.16, enquanto que a totalidade dos dados da Tabela II. 9 (Anexo II) está apresentada na Figura 4.30.

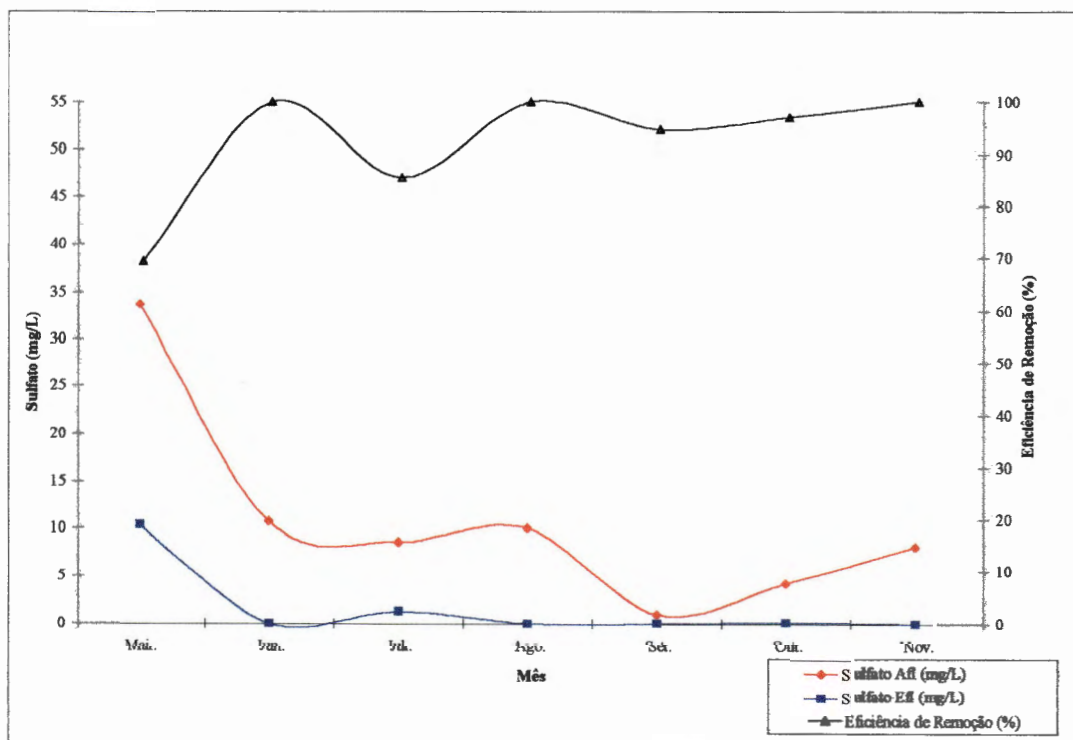


Figura 4.29 - Valores de Concentrações de Sulfato (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

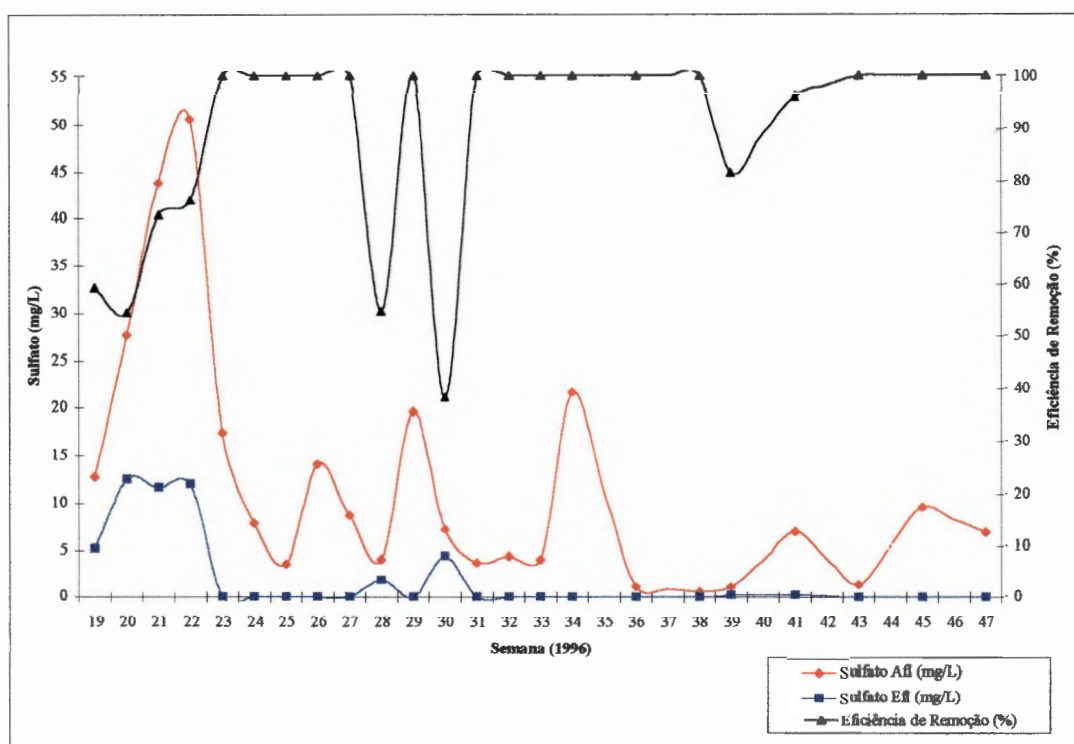


Figura 4.30 - Valores de Concentrações de Sulfato (mg/L) afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

4.3.2 Monitoramento dos Componentes Carboidratos, Proteínas e Lipídios

As análises de Carboidratos, Proteínas e Lipídios foram as únicas que tiveram procedimento específicos, não relatados na 18ª edição do "Standard Methods". Os procedimentos utilizados encontram-se em Apêndice. O âmbito desse trabalho não possibilitou a análise de vias metabólicas de degradação dos constituintes. Essa análise certamente envolveria o trabalho de equipe multidisciplinar, fugindo ao escopo da pesquisa realizada.

A Tabela 4.17 apresenta as concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de Carboidratos, como médias mensais. Observa-se que as remoções das concentrações de carboidratos estiveram sempre superiores a 80%.

Tabela 4.17 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	Carboidratos Afl (mg/L)	Carboidratos Efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	53	10	80
jun.	96	11	88
jul.	83	13	85
ago.	91	15	83
set.	66	10	85
out.	68	5	93
nov.	67	3	96

O gráfico da Figura 4.31 apresenta os resultados da Tabela 4.17. Observa-se que as concentrações médias de Carboidratos no efluente são sempre bastante baixas, independentemente das concentrações médias no afluente.

A Tabela II.10 (Anexo II) apresenta os dados referentes a Figura 4.32, onde são mostrados a totalidade dos dados obtidos. O efluente possui concentrações muito baixas, tendo como média 11 mg/L e desvio padrão de 5 mg/L.

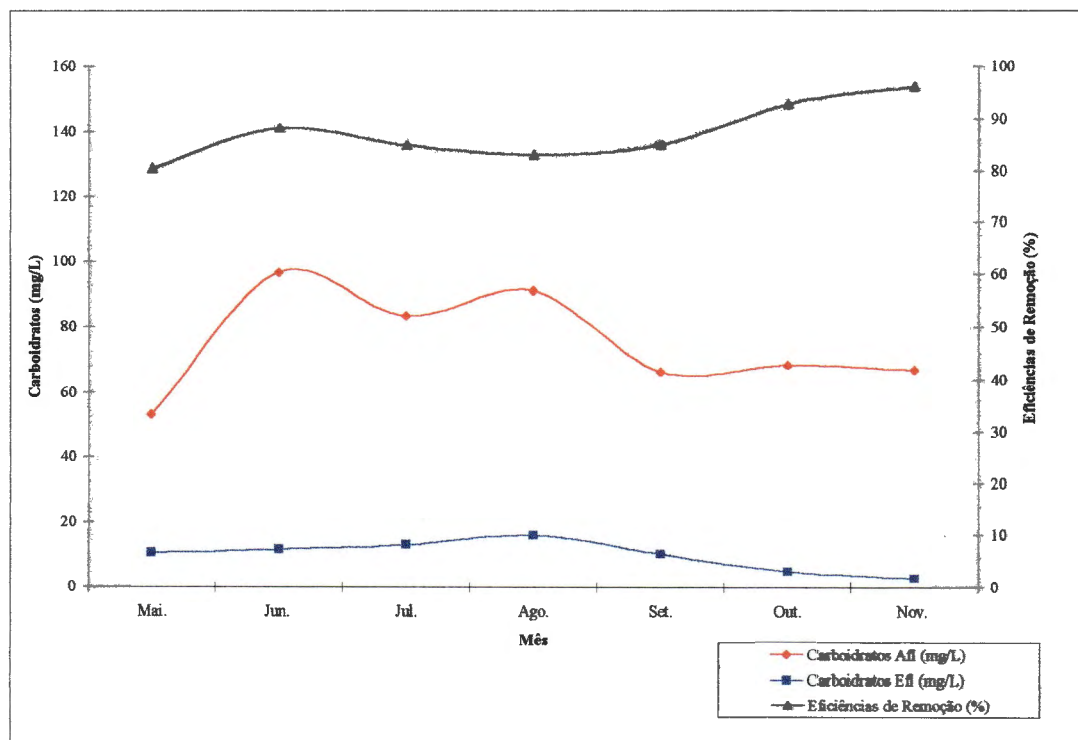


Figura 4.31 - Valores de Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

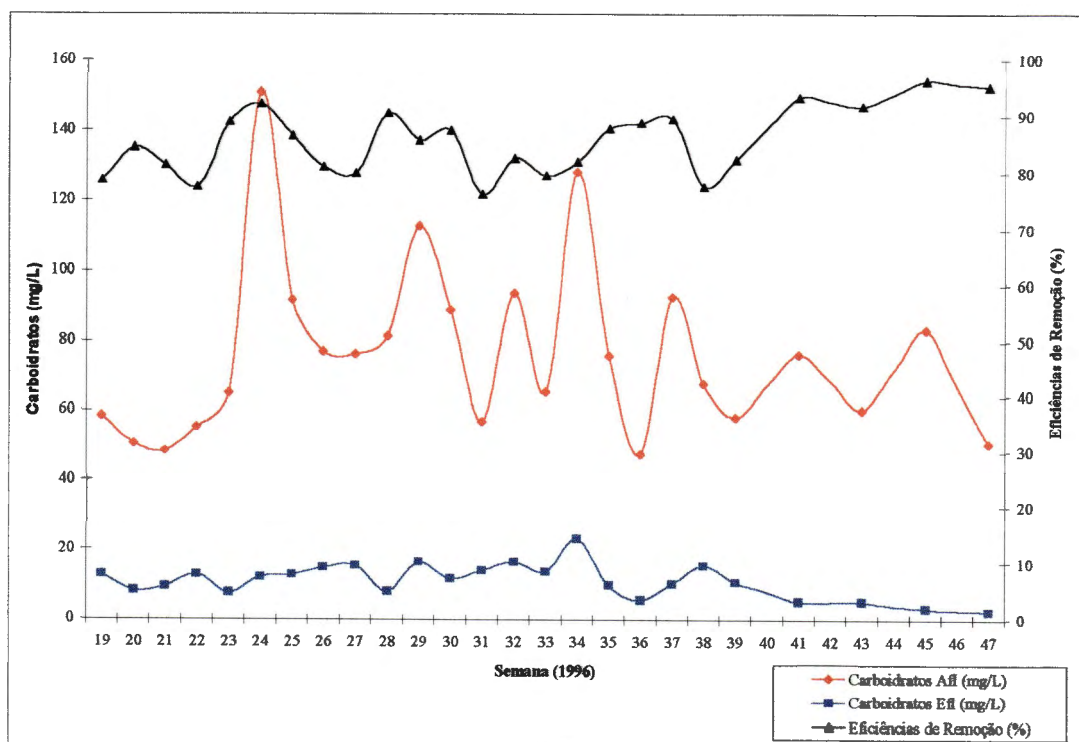


Figura 4.32 - Valores de Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Na Tabela 4.18 são apresentadas as concentrações nos afluente e efluente e eficiências de remoção de Proteínas, como médias mensais. As eficiências de remoção das concentrações de Proteínas variaram de 52 à 85%. Na Figura 4.33 são apresentados os dados da Tabela 4.18.

Tabela 4.18 - Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluente e no efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	Proteínas Afl (mg/L)	Proteínas Efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	457	104	77
jun.	639	161	75
jul.	466	102	78
ago.	518	247	52
set.	545	213	61
out.	423	65	85
nov.	436	72	84

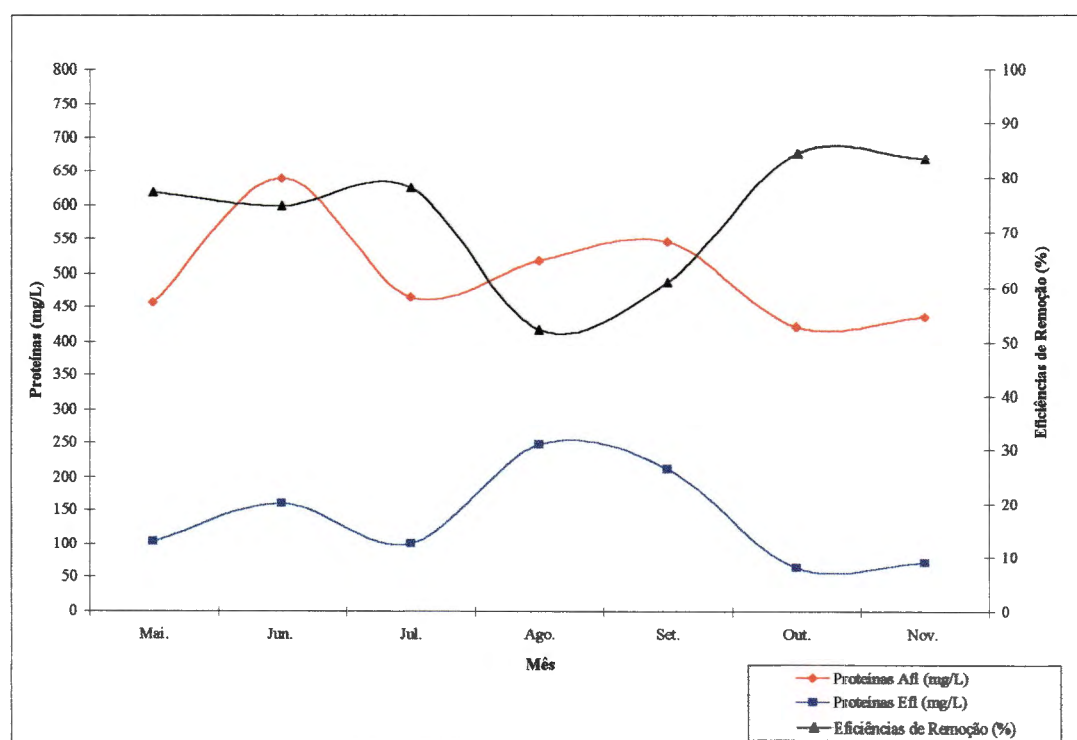


Figura 4.33 - Valores de Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Através da Figura 4.33, pode-se observar que das concentrações de Proteínas no efluente aumentaram nos meses de agosto e setembro. Esse foi o período de início dos ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas.

A Tabela II.11 (Anexo II) apresenta os dados referentes ao gráfico da Figura 4.34.

Observa-se uma variação bem maior, em termos efluentes, da concentração de Proteínas do que no caso de Carboidratos.

Na 32ª semana iniciaram-se os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, coincidindo com o aumento de concentrações efluentes de Proteínas. Na 39ª semana efetuou-se a limpeza do reator UASB, sendo que a partir desse período, eficiências de remoção de Proteínas foram sempre mais elevadas.

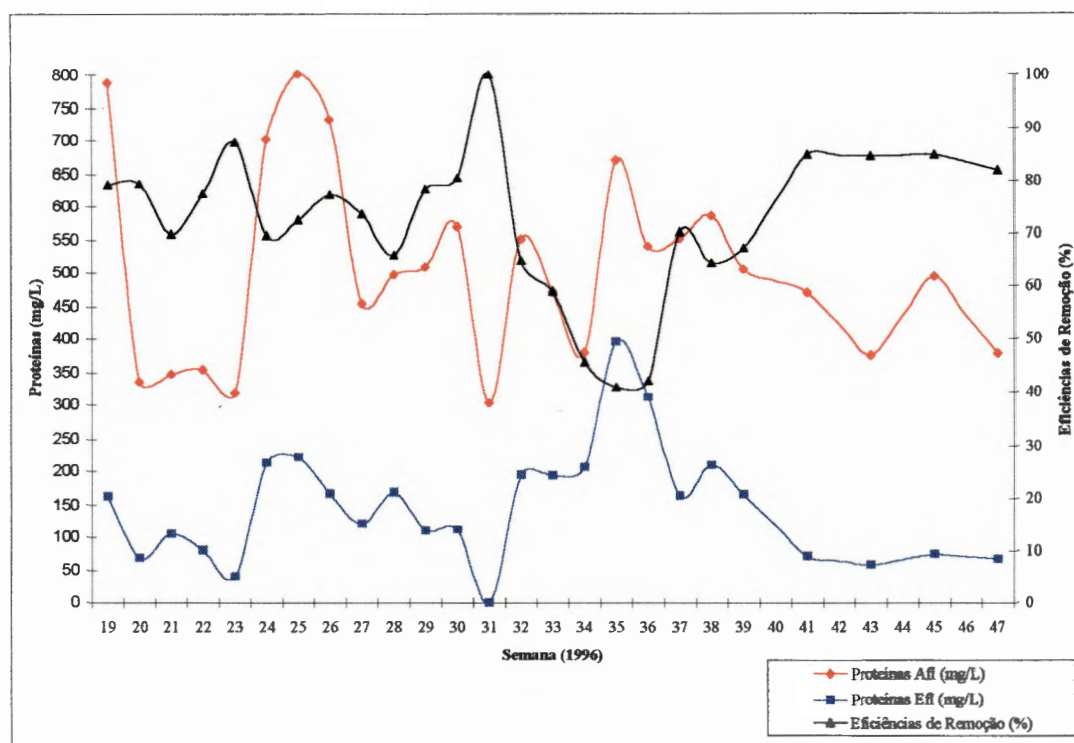


Figura 4.34 - Valores de Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Na Tabela 4.19 são apresentadas as concentrações no afluente e no efluente e eficiências de remoção de Lipídios, como médias mensais. As eficiências de remoção das concentrações de Lipídios variaram de 75 a 94%. Na Figura 4.35 estão apresentados os dados da Tabela 4.19. Observa-se que as concentrações médias de Lipídios no efluente são

sempre bastante baixas, independentemente das concentrações médias efluentes. Uma parcela da concentração de Lipídios, no entanto, pode ter sido removida fisicamente, juntamente com o lodo flotado, independentemente da temperatura.

Tabela 4.19 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluente e no efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Mês	Lipídios Afl (mg/L)	Lipídios Efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	5	<1	94
jun.	7	<1	88
jul.	5	<1	82
ago.	4	1	75
set.	3	<1	75
out.	6	1	79
nov.	4	<1	84

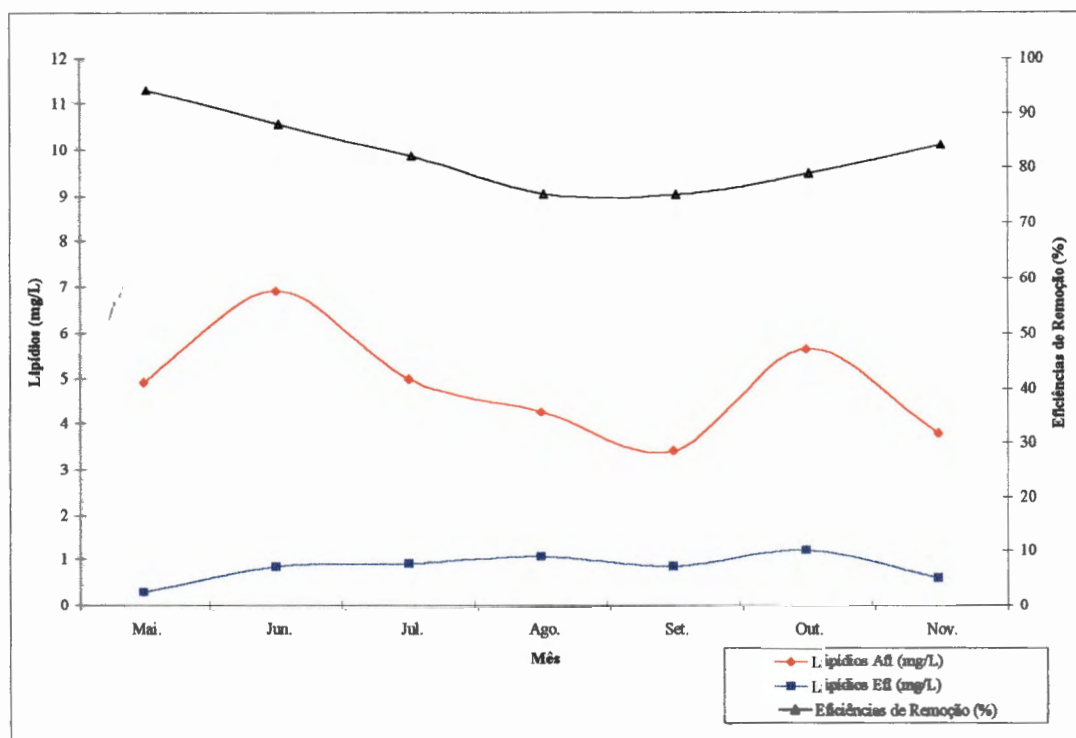


Figura 4.35 - Valores de Concentrações de Lipídios (mg/L) no afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - Médias Mensais

Na Tabela II.12 (Anexo II) são apresentados os dados referentes a Figura 4.36, onde são mostrados a totalidade dos dados obtidos. O efluente possui concentrações muito baixas, tendo média e desvio padrão < 1 mg/L.

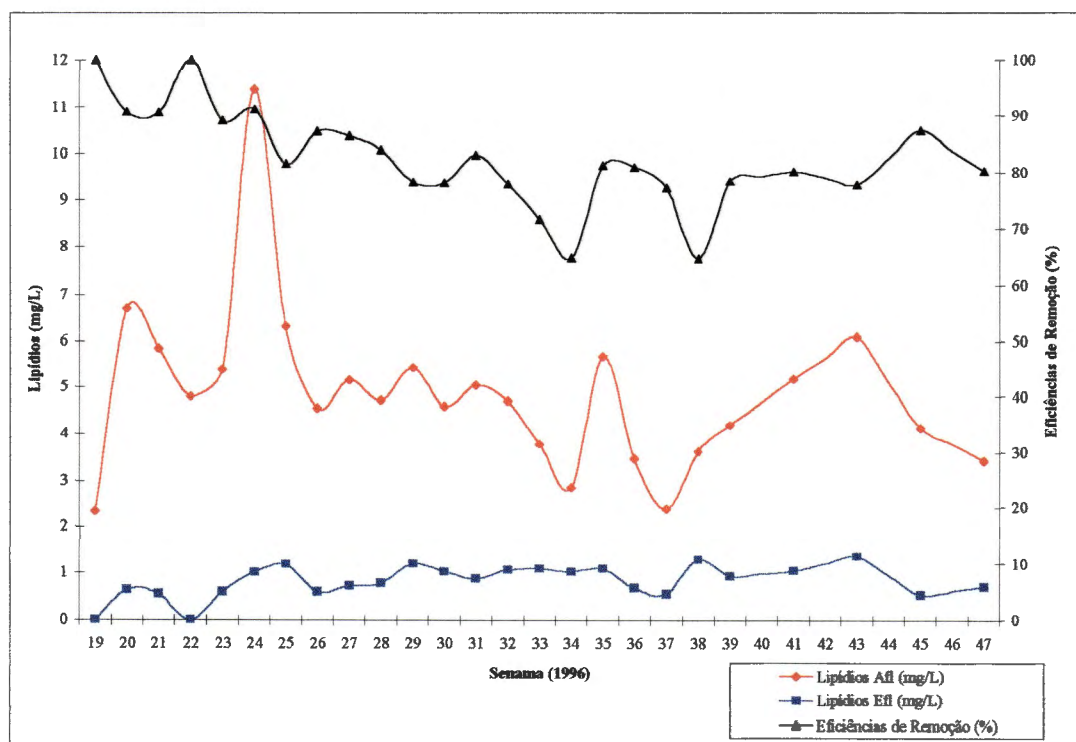


Figura 4.36 - Valores de Concentrações de Lipídios (mg/L) no afluente e no efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Na Tabela 4.20 são mostradas concentrações médias e porcentagens de Proteínas, Carboidratos e Lipídios nos afluente e efluente. As porcentagens foram calculadas com relação à soma dos três componentes.



Tabela 4.20 - Concentrações Médias (mg/L) e Porcentagens de Proteínas, Carboidratos e Lipídios no afluente e no efluente - maio a novembro 1996

	Concentração média (mg/L) no afluente	Concentração média (mg/L) no efluente	Porcentagens * no afluente (%)	Porcentagens * no efluente (%)
Proteínas	507	147	86	93
Carboidratos	79	11	13	7
Lipídios	5	1	<1	<1

* Porcentagens em relação à soma dos três componentes.

Na Figura 4.37 são apresentadas as concentrações médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios nos afluente e efluente.

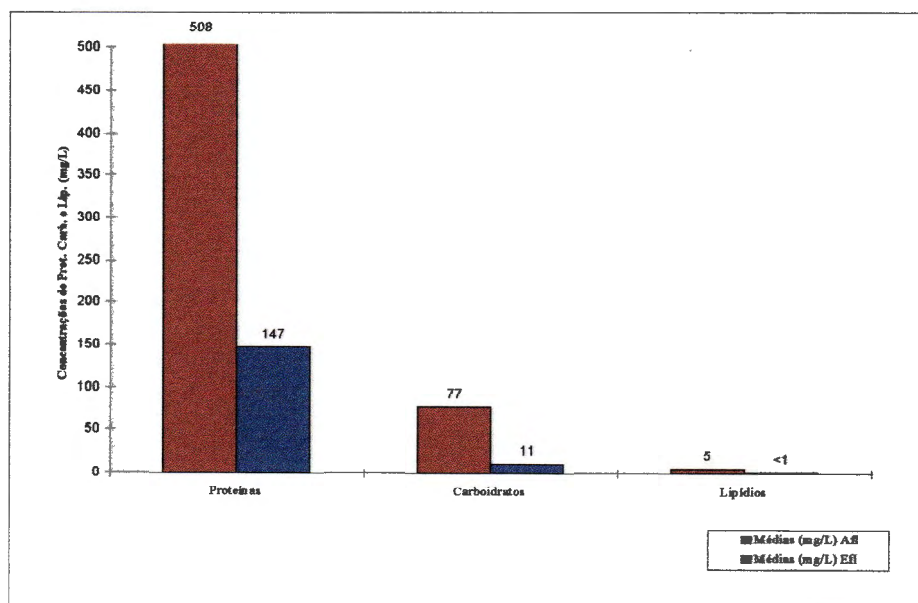


Figura 4.37 - Valores de Concentrações Médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) nos afluente e efluente - maio a novembro 1996

Na Figura 4.38 são mostradas as porcentagens dos constituintes no afluente. Observa-se 86% de Proteínas, 13% de Carboidratos e menos de 1 % de Lipídios. Segundo Metcalf & Eddy (1979), as frações desses constituintes nos esgotos sanitários são, em geral, Proteínas de 40 a 60%, Carboidratos de 25 a 50% e Lipídios aproximadamente 10%. O esgoto sanitário da região estudada apresenta, portanto, concentrações de Carboidratos e Lipídios inferiores e de Proteínas superiores às esperadas, se comparadas com a literatura.

A Figura 4.39 mostra as porcentagens dos constituintes no efluente. Observa-se 93% de Proteínas, 7% de Carboidratos e menos de 1 % de Lipídios. Essa figura ilustra de maneira clara que a relação entre as porcentagens de Proteínas no efluente é ainda maior que no afluente. Conclui-se que a remoção de Proteínas é mais difícil que de outros constituintes.

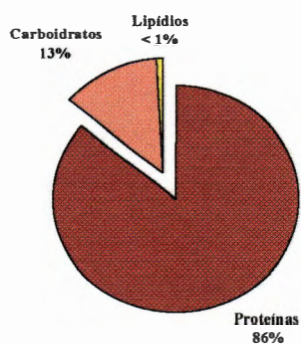


Figura 4.38 - Porcentagens Médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios no afluente - maio a novembro 1996

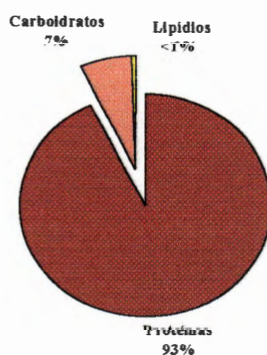


Figura 4.39 - Porcentagens Médias de Proteínas, Carboidratos e Lipídios no efluente - maio a novembro 1996

Na Figura 4.40 são apresentados os dados referentes à Tabela II.13 (Anexo II). A figura tem a intenção de mostrar, em termos do afluente, as variações da DQO em relação aos outros constituintes (Carboidratos, Proteínas e Lipídios). Observar, no entanto, que os constituintes não representam o fracionamento da DQO. Para que os constituintes representassem uma fração da DQO, seria necessário conhecer-se as DQO de cada parcela, ou seja de Proteínas, Carboidratos e Lipídios.

Nota-se que nas 25^a e 37^a semanas, a soma dos constituintes é maior que a DQO. Esse fato pode ser explicado pela diferença de metodologia na determinação dos parâmetros.

O método de determinação de Proteínas é colorimétrico, porém pode ter interferência de turbidez, devido à sua sensibilidade. Em geral a somatória dos parâmetros acompanha a curva de Proteínas, já que esse componente é preponderante em relação aos outros.

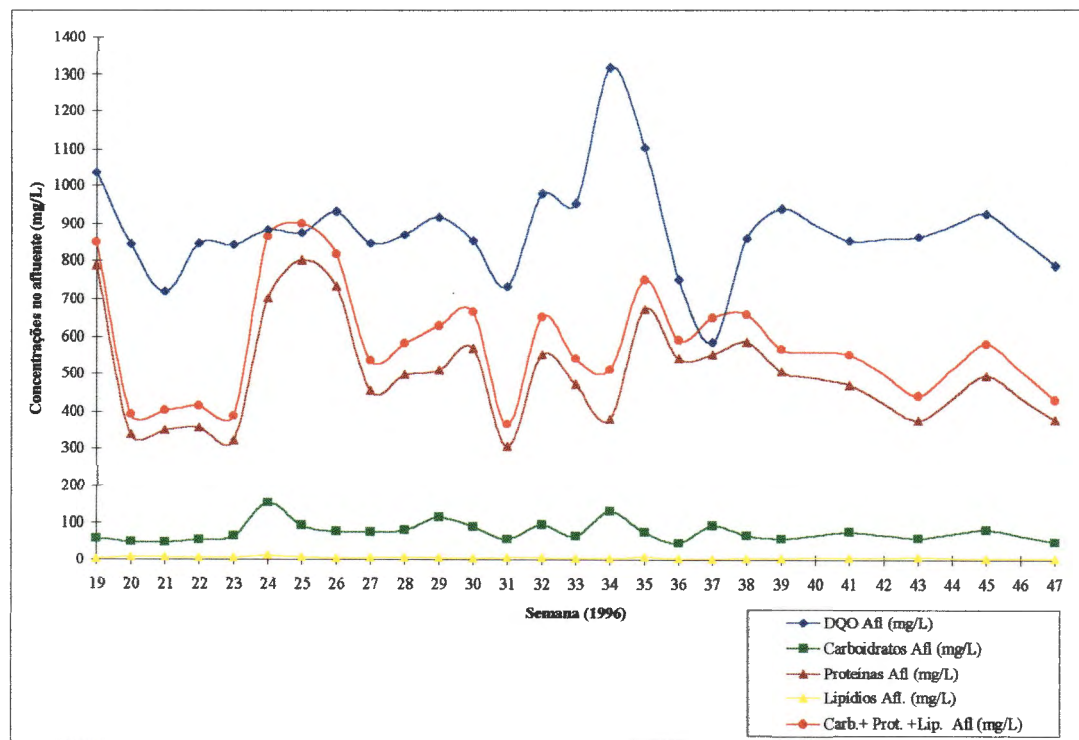


Figura 4.40 - Valores de DQO, Concentrações e Somatória de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) no afluente - maio a novembro 1996

Na Figura 4.41 são apresentados os dados referentes à Tabela II.14 (Anexo II).

Assim como no caso da observação do afluente, a Figura 4.41 tem intenção de mostrar, em termos de efluente, as variações da DQO em relação aos outros constituintes

(Carboidratos, Proteínas e Lipídios). No caso dos efluentes a soma dos componentes é maior que a DQO em várias ocasiões. Observa-se, no entanto, que as curvas de DQO efluente e de concentrações de Proteínas no efluente são bastante semelhantes e próximas em termos de concentrações. Isso pode estar indicando que outros componentes da DQO, que não Proteínas estão sendo removidos satisfatoriamente.

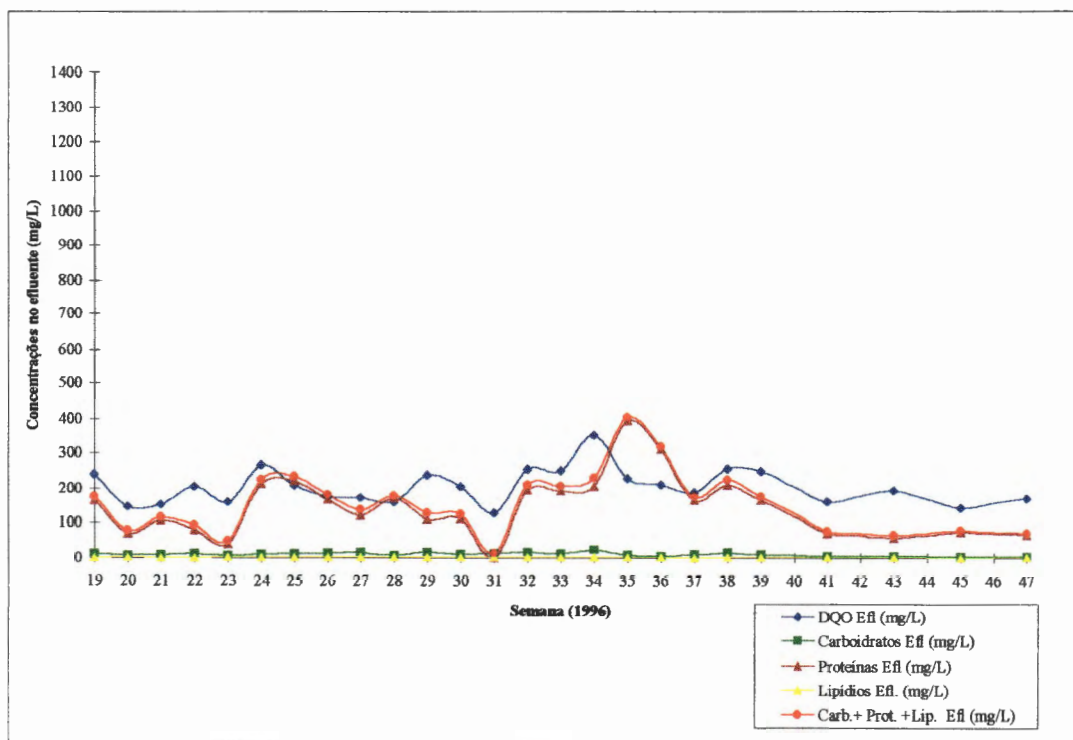


Figura 4.41 - Valores de DQO, Concentrações e Somatória de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) no efluente - maio a novembro 1996

4.3.3 Monitoramento da Produção de Biogás

Nas Tabelas II.15 a II.22 (Anexo II) são apresentados dados de leituras do volume de biogás produzido, assim como os dados calculados de produção média horária e diárias para os meses de abril a novembro 1996.

A Tabela 4.21 mostra os volumes de Biogás produzidos em L/d de abril a novembro de 1996.

Na Figura 4.42 são mostrados os resultados da Tabela 4.21.

Tabela 4.21 - Produção Média de Biogás (L/d) e (L/kg DQO removida) - abril a novembro 1996

Mês	Produção Média de Biogás (L/d)	Produção Média de Biogás (L/kg DQO removida)
abr.	5.123	133
mai.	5.666	153
jun.	4.382	119
jul.	4.214	112
ago.	3.438	78
set.	3.541	118
out.	3.504	96
nov.	4.087	108

Dados calculados conforme dados apresentados nas Tabelas II.15 a II.21 (Anexo II) e Tabela 4.9

Segundo van Haandel e Lettinga (1994), a produção teórica de Biogás, para 27 °C, deveria ser em torno de 340 L Biogás/Kg DQO removida. Observou-se uma produção bastante inferior à calculada pelos autores. A menor produção de Biogás pode ser atribuída a vários fatores, dentro os quais destacam-se variações de temperatura e de carregamento orgânico aplicado, além de perdas ocorridas no sistema de coleta.

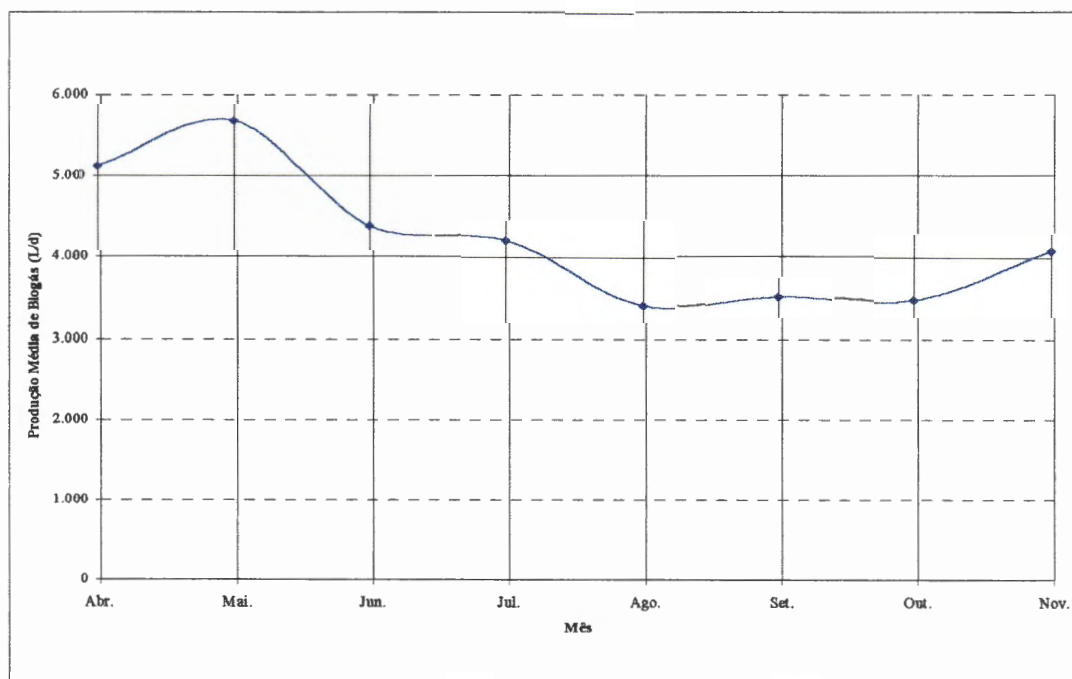


Figura 4.42 - Produção Média de Biogás (L/d) - de abril a novembro 1996

Nota-se redução na produção de biogás nos meses de junho e julho, possivelmente devido ao período de inverno, onde observou-se temperaturas de até 4 °C. Em agosto iniciaram-se os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, que continuaram até novembro. Durante a execução dos ensaios não foi observada redução na produção de biogás, porém observou-se redução a partir de agosto, provavelmente provocada pelas alterações na operação do reator UASB durante esses ensaios.

Na Tabela 4.22 são mostradas as porcentagens médias da composição do biogás, em termos de CH₄, CO₂ e Outros gases. As amostras de gás foram coletadas mensalmente, tendo o objetivo de monitorar as variações dos componentes do biogás.

De fevereiro a junho as porcentagens de metano no biogás foram maiores que 70%. Nos meses de julho, agosto e setembro, observou-se maior porcentagem de outros gases, quando pode ter havido problemas na coleta da amostra de gás. Outubro e novembro mostraram resultados muito semelhantes aos primeiros meses.

Sempre que as amostragens apresentaram porcentagens pequenas de outros gases, as porcentagens de metano no biogás foram bastante satisfatórias.

Tabela 4.22 - Composição do Biogás (%) de CH₄, CO₂ e Outros gases - fevereiro a novembro 1996

Mês	% CH ₄	% CO ₂	% Outros
fev.	74,4	16,1	9,6
mar.	78,5	14,8	6,7
abr.	77,0	13,4	9,6
mai.	76,0	9,3	14,7
jun.	70,7	9,8	19,5
jul.	59,6	5,3	35,2
ago.	69,6	11,0	19,3
set.	63,6	10,0	26,4
out.	77,4	12,0	10,6
nov.	78,7	9,9	11,3

Análises Realizadas no Laboratório de Processos Anaeróbios EESC - USP

A Figura 4.43 ilustra os dados da Tabela 4.2, mostrando a distribuição de metano, gás carbônico e outros gases no biogás.

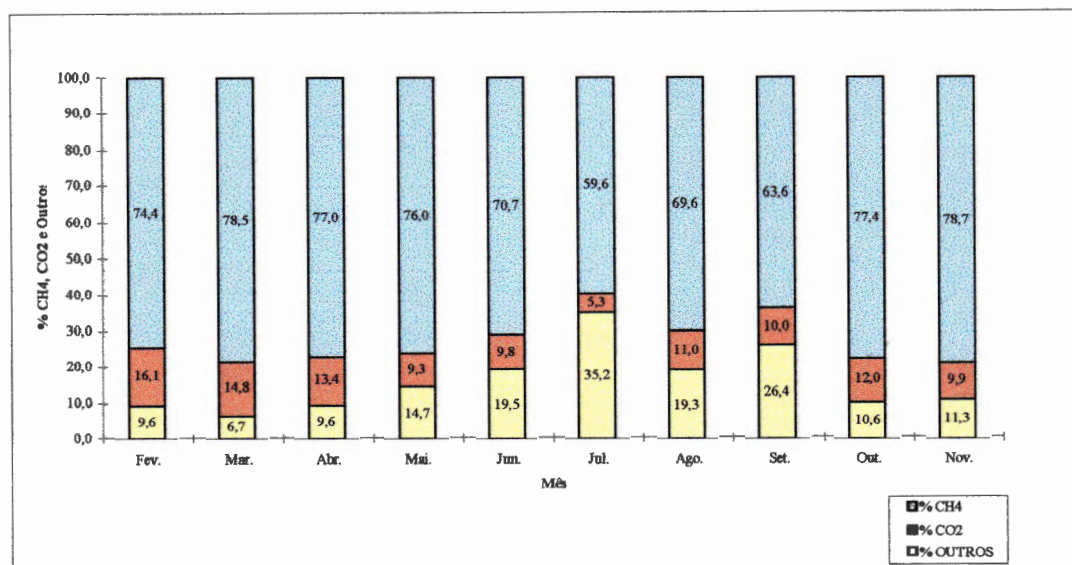


Figura 4.43 - Composição do Biogás (%) de CH₄, CO₂ e Outros Gases - fevereiro a novembro 1996

4.3.4 Desempenho do Reator Durante Diferentes Dias da Semana

Os resultados das amostragens realizadas durante a semana de 10 a 16 de junho de 1996 (segunda-feira a domingo), dos afluentes e efluentes às 9:00 h e às 17:00 h, estão apresentados nas Tabelas 4.23 e 4.24, respectivamente.

São apresentados em gráficos o parâmetro DQO, e as concentrações de Carboidratos, Proteínas e Lipídios às 9 e 17 horas.

Observa-se, através das Tabelas 4.23 e 4.24, que as médias semanais dos parâmetros analisados possuem a mesma ordem de grandeza, tanto de manhã quanto à tarde. As concentrações afluentes, da maioria dos parâmetros analisados, variaram bastante durante os dias da semana, enquanto as concentrações efluentes se mostraram mais constantes, tanto pela manhã e quanto à tarde.

Através da verificação da variação do desempenho do reator ao longo do dia (períodos da manhã e tarde) e ao longo da semana, observa-se que, em geral, as médias

semanais dos parâmetros analisados possuem a mesma ordem de grandeza, tanto às 9 h quanto às 17 horas.

Tabela 4.23 - Resultados de análises realizadas durante uma semana (junho 1996) - às 9 horas

PARÂMETRO	10/06 Seg.	11/06 Ter.	12/06 Qua.	13/06 Qui.	14/06 Sex.	15/06 Sab.	16/06 Dom.	Médias
pH Afl	7,0	6,5	6,8	6,7	6,5	6,5	6,6	6,7
pH Efl	6,7	6,4	6,4	6,5	6,4	6,4	6,5	6,5
Ácidos Vol. Afl (mg/L)	88	62	76	70	70	96	79	77
Ácidos Vol. Efl (mg/L)	14	22	14	22	26	16	17	19
DQO Afl (mg/L)	1032	1250	860	868	840	799	762	916
DQO Efl (mg/L)	231	275	233	229	227	196	224	231
Eficiência de Remoção (%)	78	78	73	74	73	75	71	74
DQO filtrada Afl (mg/L)	382	301	301	333	264	264	279	303
DQO filtrada Efl (mg/L)	106	141	80	134	118	99	192	124
Eficiência de Remoção (%)	72	53	73	60	55	63	31	58
N-Total Afl (mg/L)	34	74	62	74	62	65	71	63
N-Total Efl (mg/L)	34	43	34	49	37	34	43	39
N. amoniacal Afl (mg/L)	20	40	51	43	38	49	53	42
N. amoniacal Efl (mg/L)	29	40	29	40	34	31	43	35
N. orgânico Afl (mg/L)	14	34	10	31	24	16	17	21
N. orgânico Efl (mg/L)	5	4	5	9	3	3	0	4
Alc. Total Afl (mg/L)	246	201	217	200	184	211	219	211
Alc. Total Efl (mg/L)	207	261	176	255	234	223	248	229
Alc. Bicarb. Afl (mg/L)	145	90	123	107	79	104	106	108
Alc. Bicarb. Efl (mg/L)	140	151	102	146	136	123	148	135
Alc. Ac. Vol. Afl (mg/L)	101	111	94	94	105	107	113	103
Alc. Ac. Vol. Efl (mg/L)	67	110	74	110	97	100	99	94
Proteínas Afl (mg/L)	609	702	475	471	282	388	412	477
Proteínas Efl (mg/L)	189	213	169	176	84	134	130	156
Eficiência de Remoção (%)	69	70	64	63	70	66	68	67
Carboidratos Afl (mg/L)	77	115	56	83	63	78	89	80
Carboidratos Efl (mg/L)	11	12	11	13	11	34	27	17
Eficiência de Remoção (%)	86	90	80	84	83	57	69	78
Lipídios Afl (mg/L)	8	11	6	7	4	4	2	6
Lipídios Efl (mg/L)	1	1	1	2	<1	2	<1	1
Eficiência de Remoção (%)	85	91	83	73	79	64	59	76
Fosfato Afl (mg/L)	25	23	18	22	20	21	22	22
Fosfato Efl (mg/L)	12	11	7	18	14	14	16	13

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela 4.24 - Resultados de análises realizadas durante uma semana (junho 1996) - às 17 horas

PARÂMETRO	10/06 Seg.	11/06 Ter.	12/06 Qua.	13/06 Qui.	14/06 Sex.	15/06 Sab.	16/06 Dom.	Médias
pH Afl	6,5	6,5	6,0	6,6	6,3	6,1	6,5	6,4
pH Efl	6,5	6,4	6,8	6,6	6,5	6,5	6,6	6,6
Ácidos Vol. Afl (mg/L)	84	48	76	68	110	96	68	79
Ácidos Vol. Efl (mg/L)	17	22	20	19	20	29	22	21
DQO Afl (mg/L)	749	833	1063	689	883	905	617	820
DQO Efl (mg/L)	220	266	196	237	253	185	237	228
Eficiência de Remoção (%)	71	68	82	66	71	80	62	71
DQO filtrada Afl (mg/L)	270	294	280	228	359	328	248	287
DQO filtrada Efl (mg/L)	128	130	98	113	147	125	121	123
Eficiência de Remoção (%)	53	56	65	50	59	62	51	57
N-Total Afl (mg/L)	37	31	55	28	46	52	52	43
N-Total Efl (mg/L)	49	40	37	46	108	59	55	56
N. amoniacal Afl (mg/L)	20	20	27	23	20	23	26	23
N. amoniacal Efl (mg/L)	40	40	37	36	30	43	40	38
N. orgânico Afl (mg/L)	17	11	28	5	27	30	26	21
N. orgânico Efl (mg/L)	9	0	0	10	78	16	16	19
Alc. Total Afl (mg/L)	132	118	137	133	112	132	150	131
Alc. Total Efl (mg/L)	259	245	215	241	227	246	252	241
Alc. Bicarb. Afl (mg/L)	62	56	30	68	37	40	71	52
Alc. Bicarb. Efl (mg/L)	156	142	128	156	136	140	148	144
Alc. Ac. Vol. Afl (mg/L)	71	62	107	66	75	92	79	79
Alc. Ac. Vol. Efl (mg/L)	104	102	87	86	91	106	104	97
Proteínas Afl (mg/L)	56	362	457	271	275	281	255	280
Proteínas Efl (mg/L)	19	185	142	163	154	132	144	134
Eficiência de Remoção (%)	66	49	69	40	44	53	43	52
Carboidratos Afl (mg/L)	43	57	100	50	57	46	87	63
Carboidratos Efl (mg/L)	11	13	9	12	11	38	15	16
Eficiência de Remoção (%)	74	77	91	76	80	17	83	71
Lipídios Afl (mg/L)	6	5	7	5	4	7	3	5
Lipídios Efl (mg/L)	1	1	1	2	1	1	2	1
Eficiência de Remoção (%)	74	69	84	67	73	84	31	69
Fosfato Afl (mg/L)	14	6	11	12	14	17	14	13
Fosfato Efl (mg/L)	16	12	10	16	15	16	16	15

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

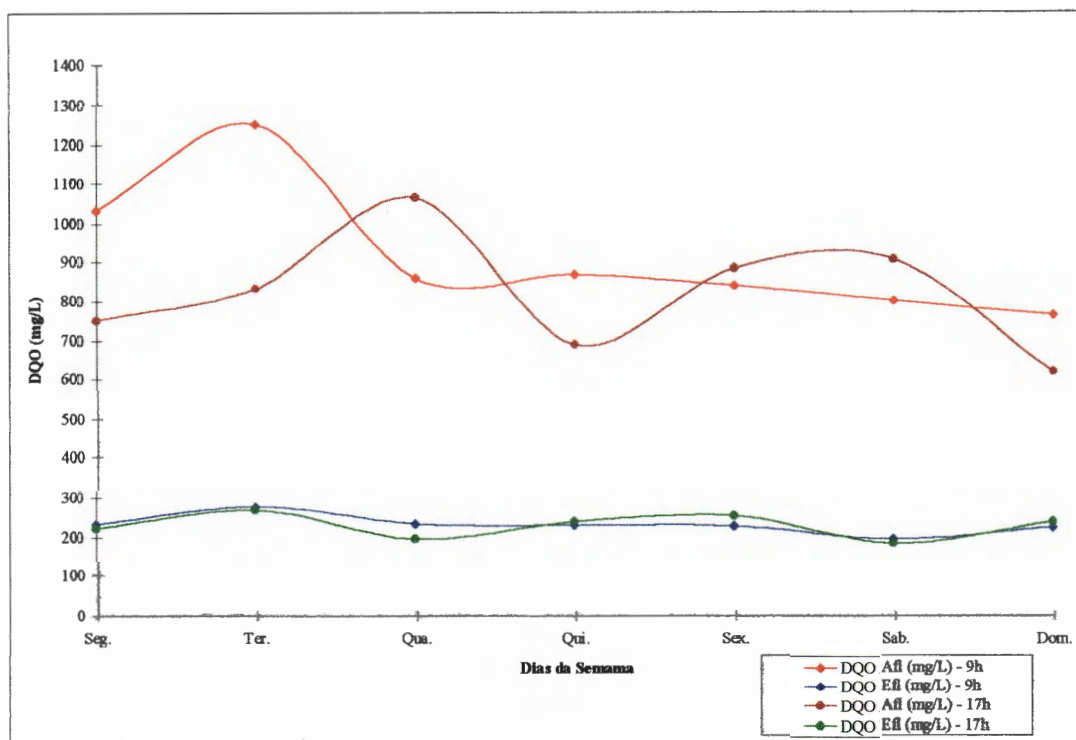


Figura 4.44 - Valores de DQO (mg/L) no afluente e no efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 de junho 1996

Na Figura 4.44 são mostrados alguns aumentos da DQO no afluente pela manhã, em um mesmo dia, como é o caso de terça-feira, ou à tarde, como ocorreu quarta-feira. Isso pode estar indicando algum lançamento pontual na rede coletora. A concentração no efluente, no entanto, manteve-se praticamente constante durante todo o dia e durante a semana. Esse resultado é bastante importante, em termos de confiabilidade do processo, indicando que o reator consegue absorver as variações na composição do afluente (~67 % terça-feira), principalmente as ocorridas durante o dia, sem prejuízo de seu desempenho. Portanto, o reator não se mostra sensível às sobrecargas orgânicas.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de DQO observadas, durante uma semana, foram de 74% pela manhã e de 71% à tarde.

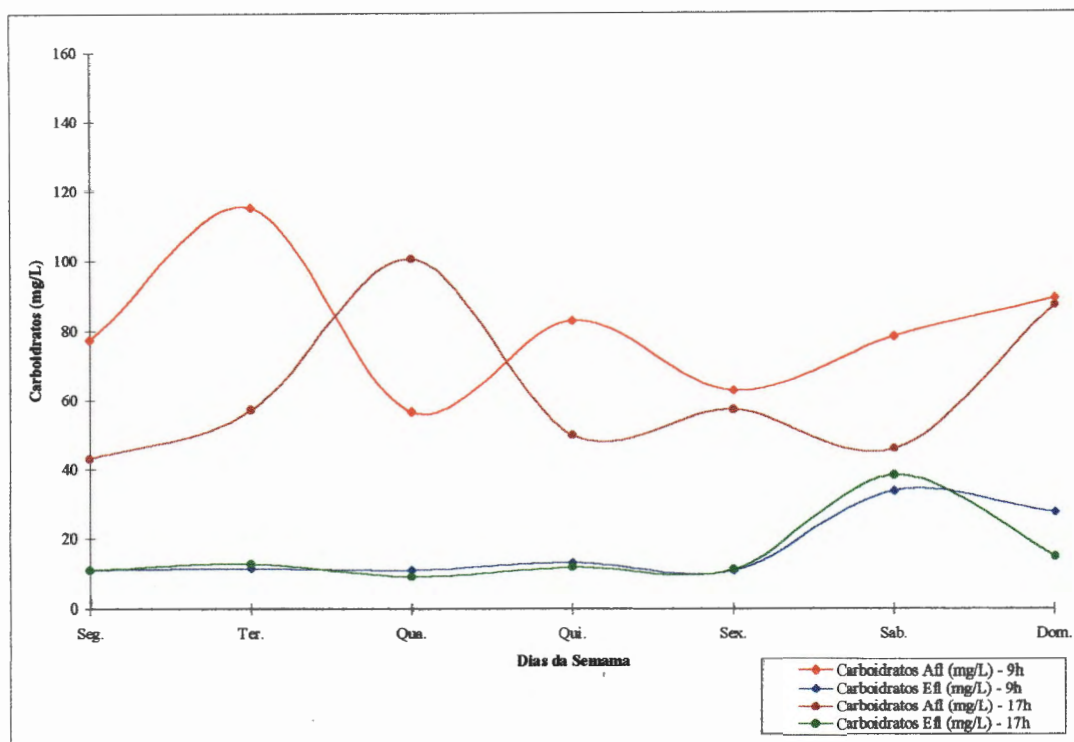


Figura 4.45 - Valores de Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 junho 1996

Na Figura 4.45 são mostradas as variações das concentrações de Carboidratos no afluente, pela manhã, e à tarde. Também as concentrações de Carboidratos variaram durante o dia, e nos diferentes dias da semana. Muito semelhante ao gráfico da Figura 4.44, onde são mostradas as variações das concentrações de DQO, observam-se os picos às 9 horas de terça-feira e às 17 horas de quarta-feira.

As concentrações de Carboidratos no efluente, como no caso anterior, apresentam-se constantes. Nota-se, no entanto, no sábado, um aumento da concentração de Carboidratos no efluente, tanto de manhã quanto à tarde. Essa aumento pode estar refletindo algum distúrbio no processo de digestão, ou ainda algum aumento anterior, não detectado, na concentração de Carboidratos no afluente.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de Carboidratos observadas, durante uma semana, foram de 78% pela manhã e de 71% à tarde.

Na Figura 4.46 são mostradas as variações das concentrações de Proteínas no afluente e no efluente, pela manhã, e à tarde.

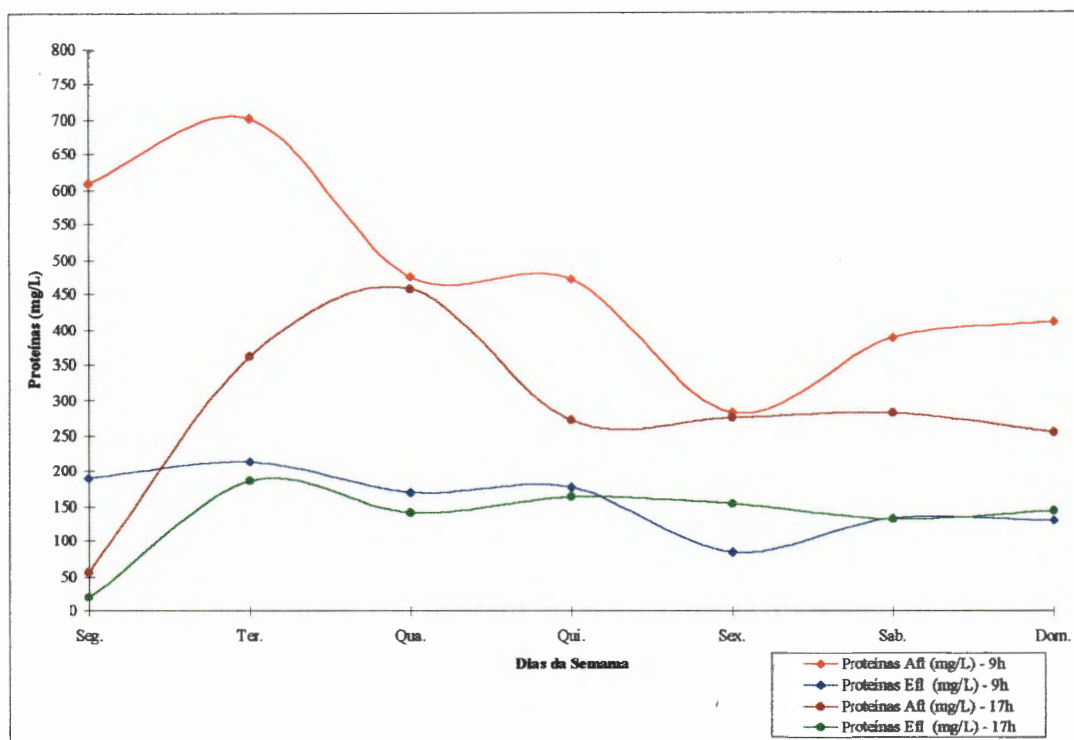


Figura 4.46 - Valores de Concentrações de Proteínas (mg/L) no afluente e no efluente durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 junho 1996

As concentrações de Proteínas no afluente apresentaram, além de maiores variações durante alguns dias, também valores mais elevados no período matutino. Observa-se, no entanto, que quarta e sexta-feiras os valores de concentração de Proteínas no afluente são semelhantes de manhã e à tarde. As concentrações de Proteínas no efluente são mais variáveis que a DQO, e que as concentrações de Carboidratos.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de Proteínas observadas, durante uma semana, foram de 67% pela manhã e de 52% à tarde. Essas eficiências de remoção são inferiores que as de DQO e Carboidratos.

Na Figura 4.47 são mostradas as variações das concentrações de Lipídios nos afluente e efluente, pela manhã, e à tarde.

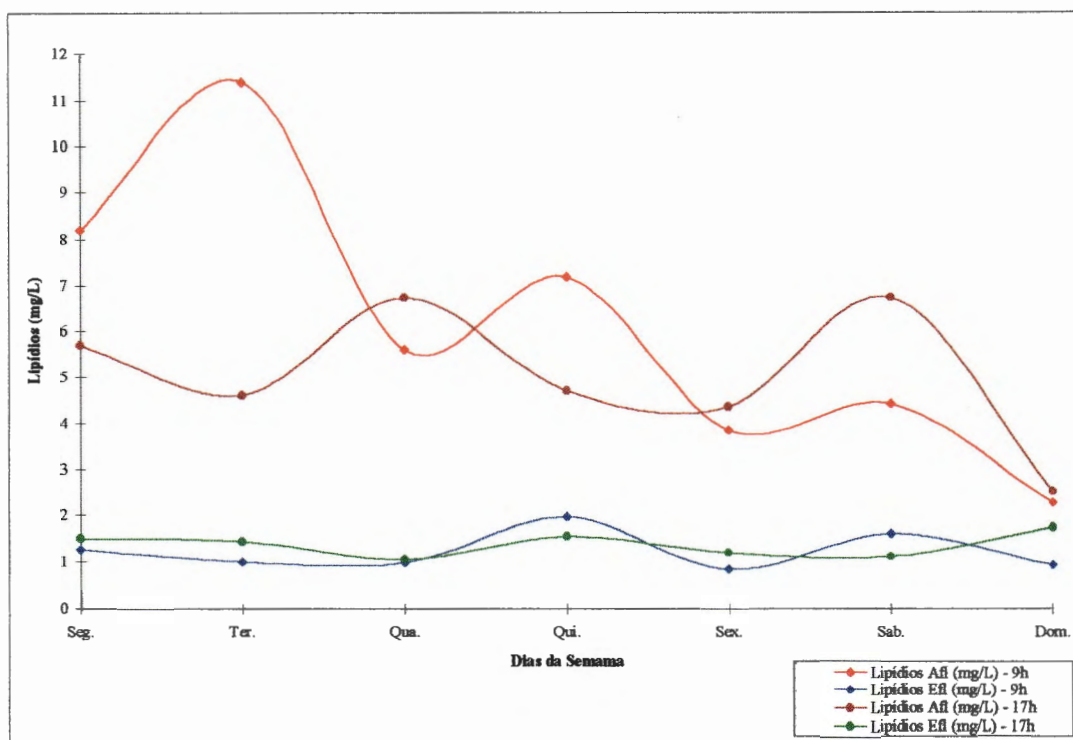


Figura 4.47 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluentes e efluentes durante os Diferentes Dias da Semana às 9 e 17 horas - 10 a 16 de junho 1996

Como no caso dos parâmetros anteriores, concentrações de Lipídios variam durante o dia, e nos diferentes dias da semana. As variações são maiores no período da manhã.

As concentrações de Lipídios no efluente, apresentam-se bastante constantes, como no caso da DQO.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de Lipídios observadas, durante essa semana, foram de 76% pela manhã e de 69% à tarde.

Nota-se em todos os casos apresentados que as eficiências médias de remoções são sempre maiores pela manhã. Esse melhor desempenho no período da manhã, pode ser reflexo dos menores cargas orgânicas afluentes durante a noite.

4.3.5 Monitoramento através de Amostras Pontuais e Compostas

Os resultados das amostragens realizadas durante o mês de maio (1996) dos afluentes e efluentes de amostragem pontual e composta estão apresentados nas Tabelas 4.25 e 4.26, respectivamente.

Tabela 4.25 - Resultados de análises de amostras pontuais realizadas durante o mês de maio (1996)

Data	30/04/96	07/05/96	14/05/96	21/05/96	28/05/96
Parâmetros / Amostras	1	2	3	4	5
pH Afl	6,9	6,9	6,8	7,0	6,6
pH Efl	6,7	6,6	6,6	6,7	6,4
Ácidos Vol. Afl (mg/L)	53	71	71	62	57
Ácidos Vol. Efl (mg/L)	22	19	21	14	14
DQO Afl (mg/L)	739	1036	843	720	845
DQO Efl (mg/L)	268	240	145	152	205
Eficiência de Remoção (%)	64	77	83	79	76
DQO filtrada Afl (mg/L)	302	564	302	307	295
DQO filtrada Efl (mg/L)	89	128	97	71	75
Eficiência de Remoção (%)	71	77	68	77	75
DBO Afl (mg/L)	614	935	354	452	545
DBO Efl (mg/L)	241	145	144	58	115
Eficiência de Remoção (%)	61	84	59	87	79
N-Total Afl (mg/L)	52	59	105	83	77
N-Total Efl (mg/L)	43	43	46	99	37
N. amoniacal Afl (mg/L)	40	47	33	48	54
N. amoniacal Efl (mg/L)	43	34	37	35	31
N. orgânico Afl (mg/L)	12	11	72	35	23
N. orgânico Efl (mg/L)	0	9	9	64	6
Alc. Total Afl (mg/L)	143	175	168	160	187
Alc. Total Efl (mg/L)	215	194	189	184	185
Alc. Bicarb. Afl (mg/L)	79	91	84	69	90
Alc. Bicarb. Efl (mg/L)	125	113	122	108	98
Alc. Ac. Vol. Afl (mg/L)	64	84	84	91	97
Alc. Ac. Vol. Efl (mg/L)	91	81	67	76	87
Proteínas Afl (mg/L)	415	788	337	349	356
Proteínas Efl (mg/L)	177	163	69	105	80
Eficiência de Remoção (%)	57	79	79	70	78
Carboidratos Afl (mg/L)	52	58	50	48	55
Carboidratos Efl (mg/L)	15	12	8	9	12
Eficiência de Remoção (%)	71	79	84	81	78
Lipídios Afl (mg/L)	5	2	7	6	5
Lipídios Efl (mg/L)	1	n.d.	<1	<1	n.d.
Eficiência de Remoção (%)	76	100	91	91	100
Fosfato Afl (mg/L)	20	23	25	51	21
Fosfato Efl (mg/L)	18	16	13	23	9

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela 4.26 - Resultados de análises de amostras compostas realizadas durante o mês de maio (1996)

Data	30/04/96	07/05/96	14/05/96	21/05/96	28/05/96
Parâmetros / Amostras	1	2	3	4	5
pH Afl	6,5	6,6	6,7	6,7	6,5
pH Efl	6,6	6,9	7,0	6,9	6,9
Ácidos Vol. Afl (mg/L)	47	64	74	67	81
Ácidos Vol. Efl (mg/L)	16	26	17	13	18
DQO Afl (mg/L)	955	1051	1352	836	1382
DQO Efl (mg/L)	239	257	187	205	220
Eficiência de Remoção (%)	75	76	86	75	84
DQO filtrada Afl (mg/L)	275	298	278	268	298
DQO filtrada Efl (mg/L)	89	99	53	88	78
Eficiência de Remoção (%)	68	67	81	67	74
DBO Afl (mg/L)	790	819	764	650	774
DBO Efl (mg/L)	217	248	96	71	76
Eficiência de Remoção (%)	73	70	87	89	90
N-Total Afl (mg/L)	43	49	83	77	62
N-Total Efl (mg/L)	49	37	55	59	49
N. amoniacal Afl (mg/L)	29	29	33	32	32
N. amoniacal Efl (mg/L)	48	33	42	36	33
N. orgânico Afl (mg/L)	14	20	50	45	29
N. orgânico Efl (mg/L)	1	4	14	23	16
Alc. Total Afl (mg/L)	127	130	155	155	166
Alc. Total Efl (mg/L)	189	177	183	181	196
Alc. Bicarb. Afl (mg/L)	50	55	74	65	52
Alc. Bicarb. Efl (mg/L)	71	97	111	115	120
Alc. Ac. Vol. Afl (mg/L)	77	75	82	90	114
Alc. Ac. Vol. Efl (mg/L)	118	79	71	66	76
Proteínas Afl (mg/L)	390	486	388	377	528
Proteínas Efl (mg/L)	224	141	182	167	193
Eficiência de Remoção (%)	43	71	53	56	63
Carboidratos Afl (mg/L)	62	33	74	68	116
Carboidratos Efl (mg/L)	15	14	12	8	11
Eficiência de Remoção (%)	75	57	83	88	91
Lipídios Afl (mg/L)	7	3	8	7	8
Lipídios Efl (mg/L)	1	n.d.	2	<1	n.d.
Eficiência de Remoção (%)	78	100	78	94	100
Fosfato Afl (mg/L)	17	17	22	41	19
Fosfato Efl (mg/L)	17	16	15	29	12

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

São apresentados em gráficos os parâmetros DQO, DBO, e as concentrações de Carboidratos, Proteínas e Lipídios das amostras composta e simples pontual.

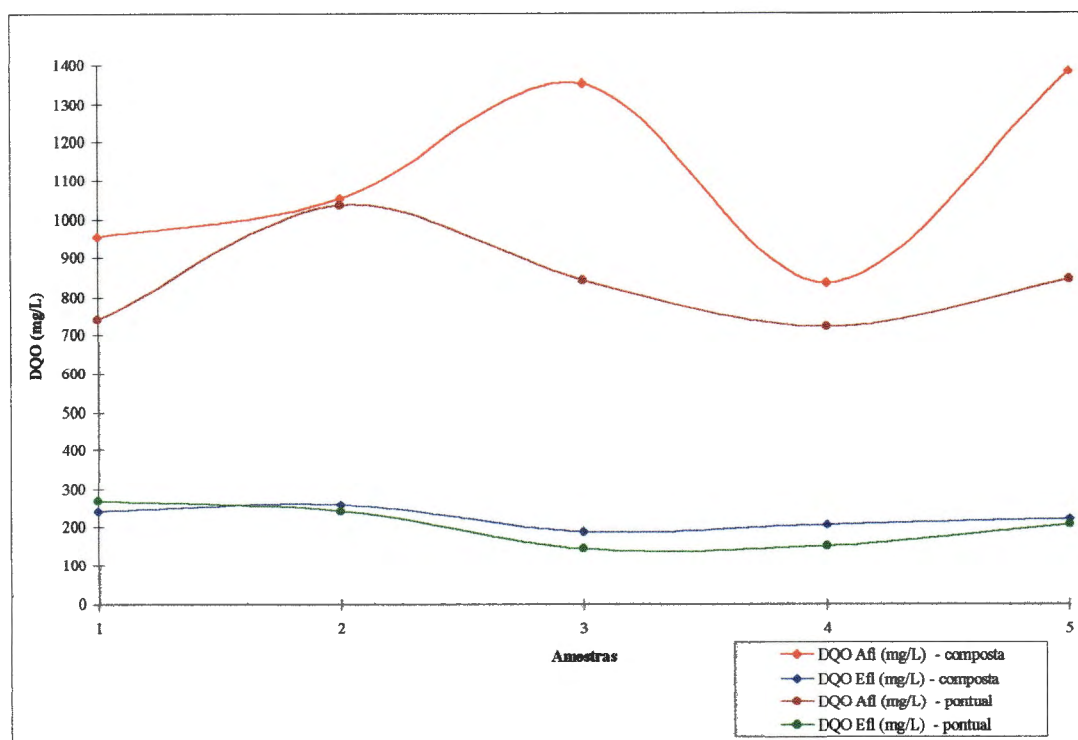


Figura 4.48 - Valores de DQO (mg/L) nos afluente e efluentes - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996

Na Figura 4.48 são mostradas flutuações mais acentuadas da DQO afluente composta, se comparada com a pontual. Isso pode estar indicando lançamentos na rede coletora, principalmente no caso das amostras 3 e 5, em horário distinto das 9 horas, quando foi coletada a amostra pontual. O reator, no entanto, parece amortecer as flutuações de concentrações de DQO no afluente, já que as concentrações de DQO no efluente apresentam pequena amplitude de variação. Isso indica, em termos de concentração de DQO no efluente, comportamento bastante uniforme do durante todo o dia, para todas as amostras coletadas. Esse resultado é também bastante importante, em termos de confiabilidade do processo, indicando que o reator consegue absorver as variações afluentes que podem ocorrer ao longo de todo o dia, sem prejuízo de seu desempenho.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de DQO observadas, foram de 76% e 84% para as amostras pontuais e compostas, respectivamente.

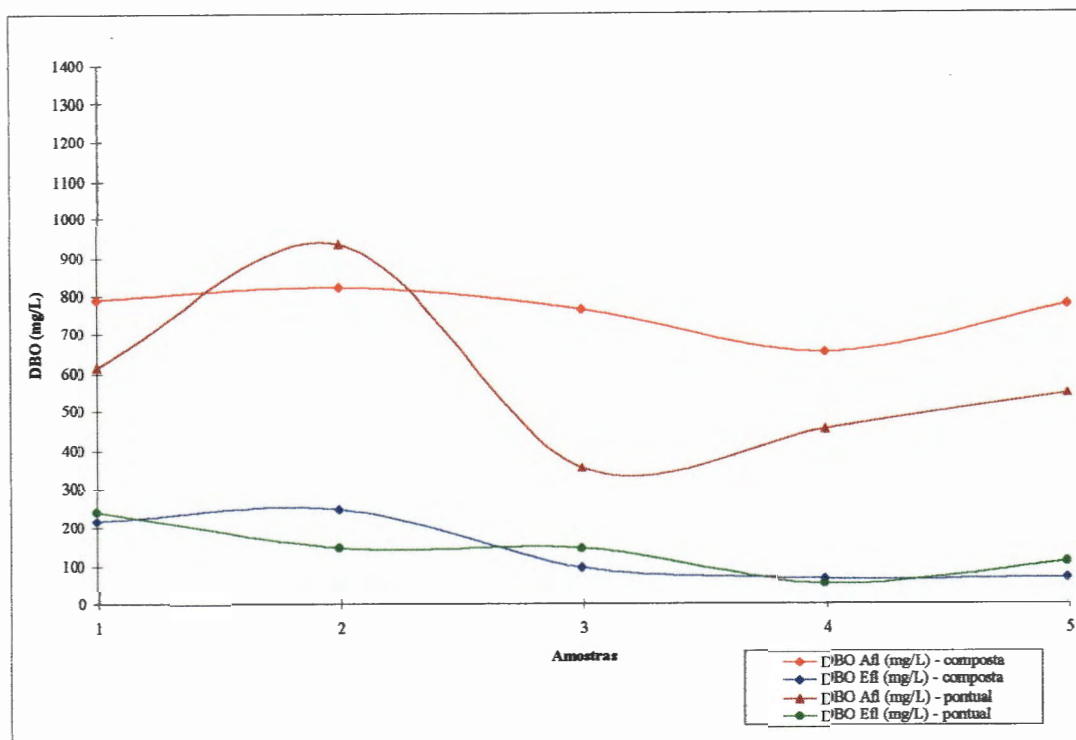


Figura 4.49 - Valores de DBO (mg/L) nos afluentes e efluentes - Amostras Pontuais e Compostas maio 1996

Na Figura 4.49 são apresentados, ao contrário da DQO, maiores variações da DBO no afluente da amostra pontual, se comparada com a composta. Isso pode estar indicando, que os despejos supostamente lançados na rede coletora, no caso das amostras 3 e 5, sejam de origem industrial, de difícil degradação biológica, já que geram DQO e não DBO. O reator, no entanto, também parece amortecer as flutuações de concentrações de DBO no afluente, já que as concentrações de DBO no efluente apresentam pequena amplitude de variação. Isso indica comportamento bastante uniforme, durante todo o dia, em termos de concentrações de DBO no efluente, para todas as amostras coletadas.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de DBO observadas, foram de 79% e 90% para as amostras pontuais e compostas, respectivamente.

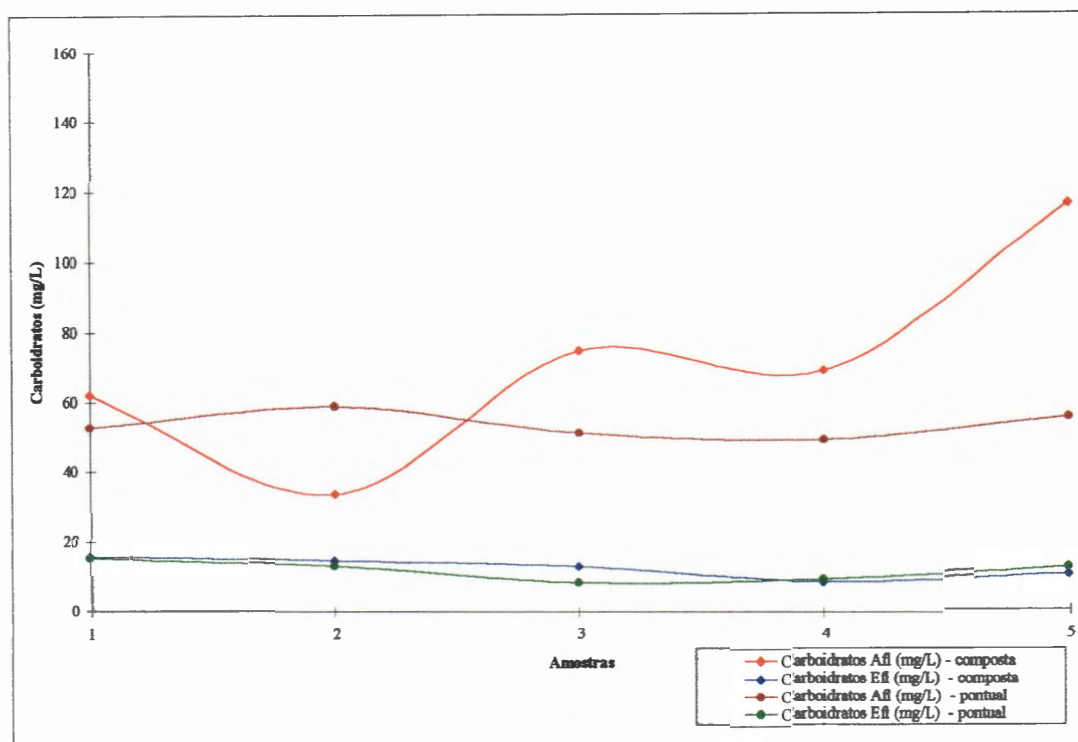


Figura 4.50 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996

Na Figura 4.50 são mostradas flutuações mais acentuadas das concentrações de Carboidratos no afluente das amostras compostas, se comparadas com as pontuais, que apresentam em todas as amostras, valores bastante próximos.

O reator, no entanto, também parece amortecer as flutuações das concentrações de Carboidratos no afluente, tendo em vista que as concentrações de Carboidratos no efluente quase não apresentam variações. Isso também indica comportamento bastante uniforme durante todo o dia, em termos de concentrações de Carboidratos no efluente, para todas as amostras coletadas.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as eficiências médias de remoção de Carboidratos observadas, foram de 78% e 91% para as amostras pontuais e compostas, respectivamente. Essas remoções são consideradas excelentes. A maior eficiência de remoção das amostras compostas, é reflexo das maiores concentrações de Carboidratos no afluente (Amostras 1, 3, 4 e 5).

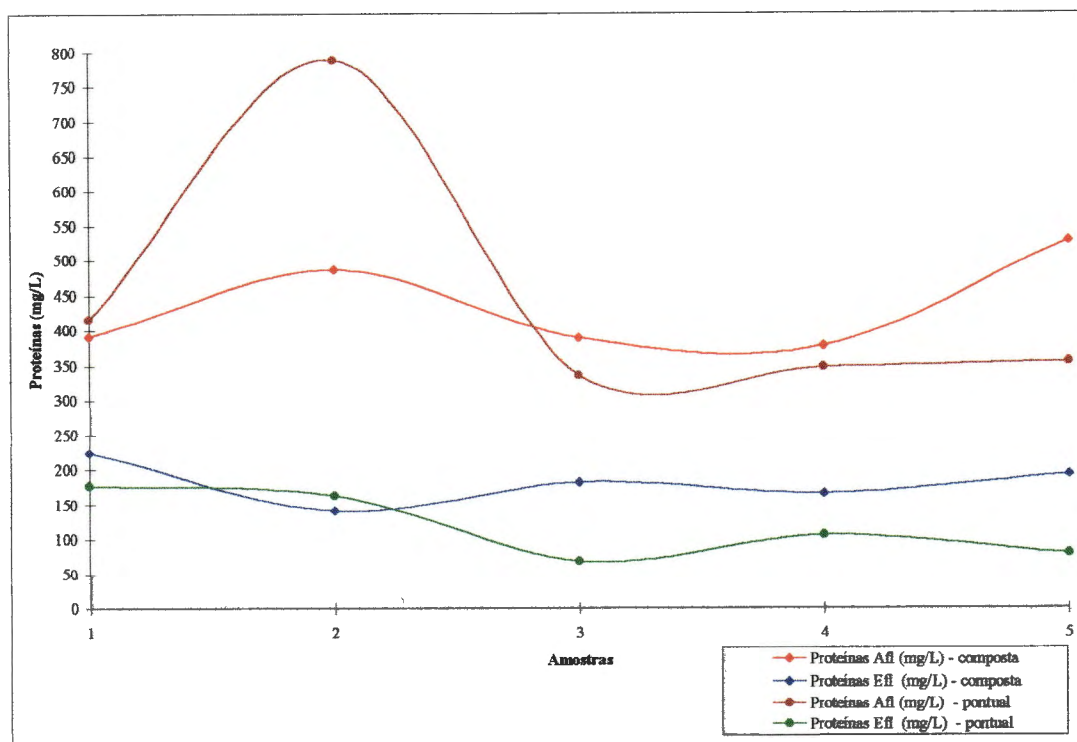


Figura 4.51 - Concentrações de Proteínas (mg/L) no afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996

Observa-se na Figura 4.51, um pico no valor da concentração de Proteínas na amostra pontual do dia 07/05/96 (amostra 2). Para o restante das amostras os valores não apresentam variações acentuadas. Esse pico pode estar associado a algum lançamento específico, naquele horário.

O reator, apresenta comportamento bastante uniforme durante todo o dia, para todas as amostras coletadas, quando são consideradas as concentrações de Proteínas no efluente. Observa-se, no entanto, concentrações ligeiramente mais elevadas no efluente das amostras compostas.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se que as remoções médias de concentrações de Proteínas observadas, foram de 78% e 63% para as amostras pontuais e compostas, respectivamente. A menor eficiência média de remoção de Proteínas nas amostras compostas, pode estar refletindo picos de concentrações de Proteínas no efluente ao longo do dia.

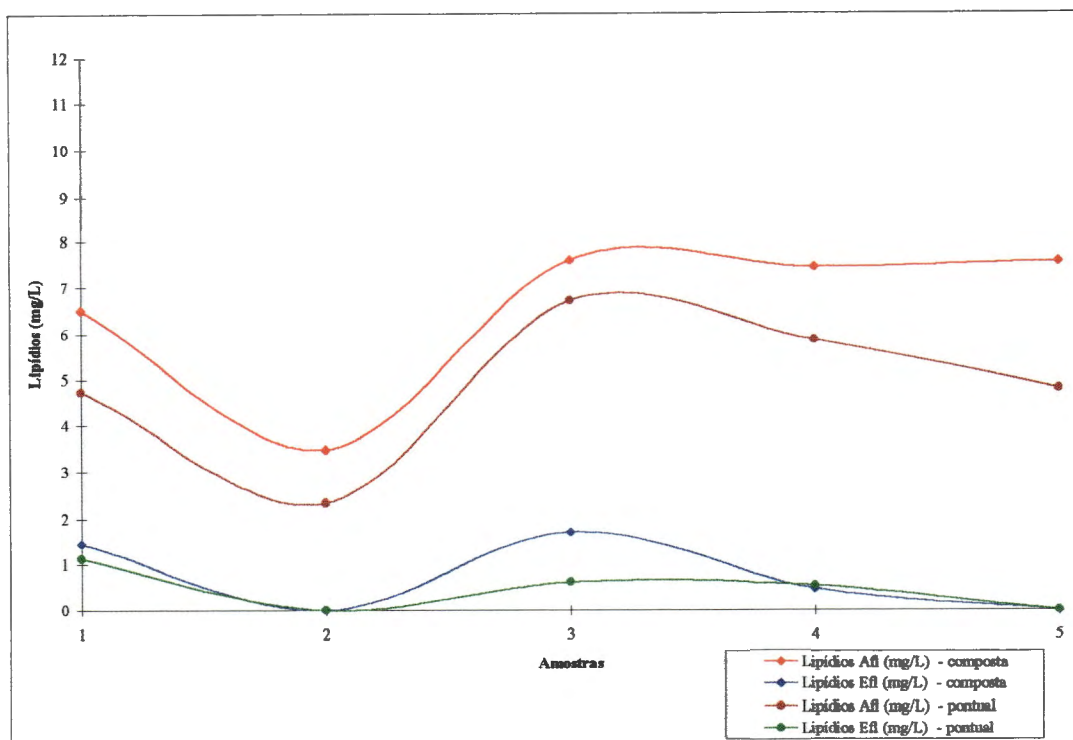


Figura 4.52 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluente e efluente - Amostras Pontuais e Compostas - maio 1996

Avaliando-se os resultados mostrados na Figura 4.52, observa-se uniformidade das concentrações de Lipídios no afluente das amostras pontuais e compostas, sendo as concentrações nas compostas ligeiramente superiores.

O reator, apresenta comportamento relativamente uniforme durante o dia, em termos de concentração de Lipídios no efluente, exceto no caso da amostra 3, que apresenta concentração no efluente da amostra composta pouco mais elevada que da pontual, indicando também possíveis picos de concentração de Lipídios no efluente ao longo desse dia.

Através das tabelas apresentadas, verifica-se excelentes níveis de eficiência médias de remoção de Lipídios.

4.4 - Estudo de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas

4.4.1 Ensaio 2 x Q

Os resultados dos ensaios chamados de 2 x Q, onde aplicou-se durante uma hora, das 9 às 10 horas da manhã, uma vazão duas vezes maior que a vazão normal de operação do reator, são apresentados nas Tabelas 4.27 a 4.31. Coletou-se amostras de 9 às 10 horas de 15 em 15 minutos e até às 13 horas de meia em meia hora. Apresenta-se também para efeito de comparação resultados do ensaio que chamou-se de Ensaio Controle, no qual coletou-se amostras conforme os ensaios anteriores, só que somente até 12 horas, e sem qualquer aumento de vazão.

Analisaram-se os parâmetros, DQO, DQO filtrada, Ácidos Voláteis afluentes e efluentes, e volume de gás produzido. Nas Tabela III.1 a Tabela III.8 (Anexo III) são apresentados todos os resultados de cada um dos oito ensaios realizados.

Na Tabela 4.27 estão mostrados os resultados de análises de DQO (mg/L) no afluente para os 8 (oito) ensaios realizados. Durante os três primeiros ensaios, analisou-se a DQO no afluente somente às 9 e 10 horas. Do terceiro ensaio em diante, optou-se, por amostrar afluentes e efluentes, para verificação de possíveis variações da DQO, também no afluente.

Tabela 4.27 - DQO (mg/L) no afluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora (h)	DQO Afluente (mg/L)								
09:00	820	1093	953	1104	1023	686	859	916	1048
09:15				804	809	674	767	664	830
09:30				831	773	632	789	899	814
09:45				881	897	632	799	999	769
10:00	950	890	795	888	949	668	821	872	913
10:30				861	424	678	866	885	730
11:00				833	725	631	737	777	809
11:30				793	691	597	787	849	697
12:00				769	673	904	717	746	762
12:30				802	653	674	977	907	708
13:00				807	618	632	632	943	867

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

Na Figura 4.53 são apresentados os valores de DQO no afluente durante os ensaios realizados.

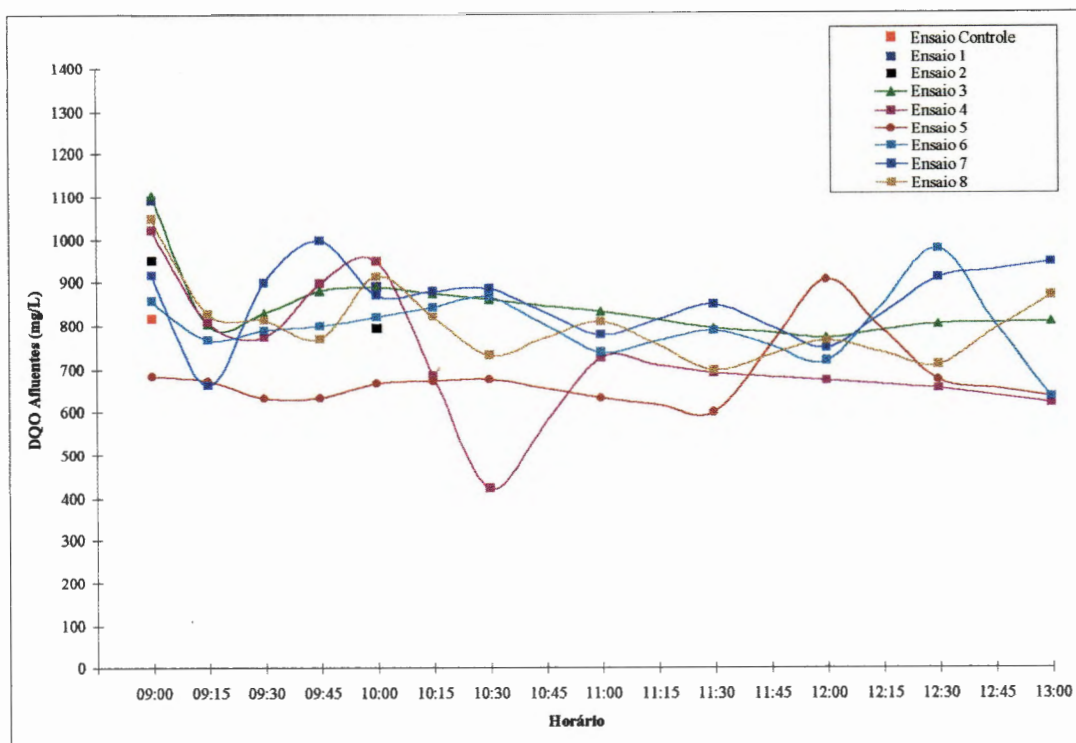


Figura 4.53 - Valores de DQO (mg/L) no afluente durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Os valores de DQO no afluente apresentaram variações significativas. Porém, conforme já observado durante a avaliação do desempenho do reator, quanto às concentrações de DQO, essas variações não devem afetar o desempenho de forma significativa. De maneira geral as DQO afluentes são mais elevadas às 9 horas, mantendo-se relativamente estáveis até as 13 horas. Durante o ensaio 4 obteve-se valor bastante reduzido de DQO afluente às 10:30 h. Já durante o ensaio 7 observa-se flutuações levemente mais acentuadas durante o período ensaiado.

Cabe notar que, em termos de DQO inicial (às 9 horas) no afluente, o Ensaio Controle apresentou um dos valores mais baixos.

Na Tabela 4.28 são apresentados os resultados de DQO no efluente para todos os oito Ensaios 2 x Q, e do Ensaio Controle.

Tabela 4.28 - DQO (mg/L) no efluente - Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora (h)	DQO Efluentes (mg/L)								
09:00	172	283	252	229	155	116	257	240	141
09:15	177	311	341	298	266	191	327	327	266
09:30	166	315	321	289	268	216	318	276	240
09:45	183	405	394	351	314	253	336	342	244
10:00	203	567	491	355	430	328	369	364	237
10:30	210	434	423	350	330	198	253	268	215
11:00	225	323	312	340	265	178	250	258	193
11:30	226	234	242	353	241	185	247	254	205
12:00	226	281	289	344	233	159	236	283	221
12:30		286	221	319	218	173	249	247	214
13:00		241	247	336	206	176	238	256	201

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

Na Figura 4.54 são apresentados os resultados da Tabela 4.28.

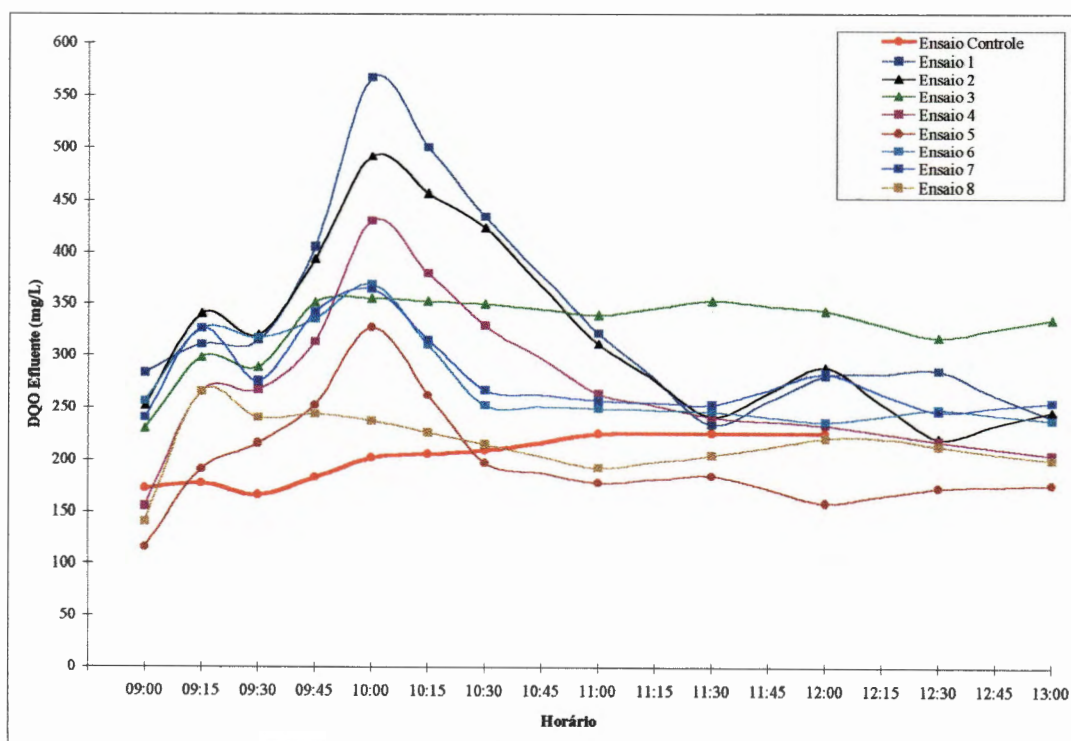


Figura 4.54 - Valores de DQO (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Os ensaios 3 e 8 não apresentaram comportamento semelhante aos demais, e para efeito da análise que será desenvolvida em seguida, esses resultados serão desconsiderados. No caso do ensaio 3, esse apresentou um leve aumento da DQO no efluente até as 10 horas, quando terminou o pulso de vazão aplicado, sendo que esse aumento foi mantido até o final do ensaio. Já o ensaio 8 apresentou apenas um aumento da DQO no efluente às 9:15 h, logo após a aplicação do pulso de vazão, tendo a DQO se mantido relativamente estável até o final do experimento.

Na Figura 4.55 são apresentados os mesmos resultados de DQO efluente, porém desconsiderando-se os ensaios 3 e 8.

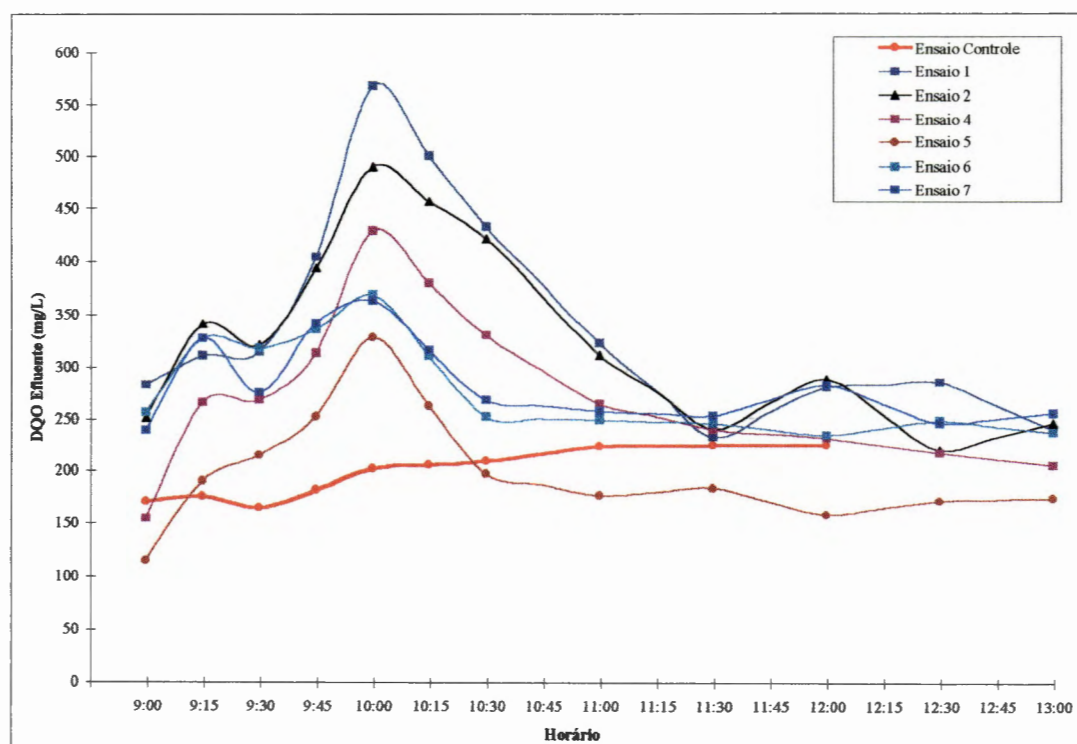


Figura 4.55 - Valores de DQO (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios $2 \times Q$ e Ensaio Controle (desconsiderando-se os ensaios 3 e 8)

Essas curvas representam a simples união dos dados obtidos durante os ensaios, com o objetivo de facilitar sua visualização.

Observa-se inicialmente que, para o Ensaio Controle, não foram verificadas variações significativas de DQO no efluente.

Um primeiro pico, de intensidade menor, foi observado às 9:15 h para quase todos os ensaios mostrados na Figura 4.55. Esse pico pode estar refletindo um primeiro arraste de sólidos, provocado por uma "onda", produzida pelo aumento instantâneo de vazão. Esse efeito certamente reflete a existência de caminhos preferenciais de escoamento no reator.

Em todos os ensaios também foi verificado que o aumento de DQO continuava, até às 10 horas, quando terminava o pulso de vazão aplicado. Através dessa observação, é possível concluir que aplicando-se pulso de vazão, duas vezes maior que a vazão normal de operação, o reator responde com um aumento imediato de DQO, até que esse pulso seja interrompido.

Observa-se também que a DQO no efluente começa a diminuir às 10 horas até aproximadamente às 11:30 h. Considera-se portanto que os efeitos do aumento de vazão (2xQ) têm duração de cerca de uma hora.

Através das Tabelas III.1 a III.8 (Anexo III), pode-se calcular as eficiências médias de remoção de DQO, às 9 e 13 horas, com relação à DQO média no afluente. As eficiências médias de remoção de DQO variaram de 68 a 83% às 9 horas e de 61 a 76% às 13 horas. Isso indica, de maneira geral, que as concentrações de DQO no efluente às 13 horas foram mais elevadas que as concentrações de DQO no efluente às 9 horas.

Ainda analisando-se a DQO no efluente, calculou-se os valores da relação DQO/DQO_i , ($DQO_i = DQO$ inicial), para cada todos os ensaios. Na Tabela III.9 (Anexo III) são apresentados os resultados desses cálculos e ^{foram} fornecidos os dados do gráfico da Figura 4.56.

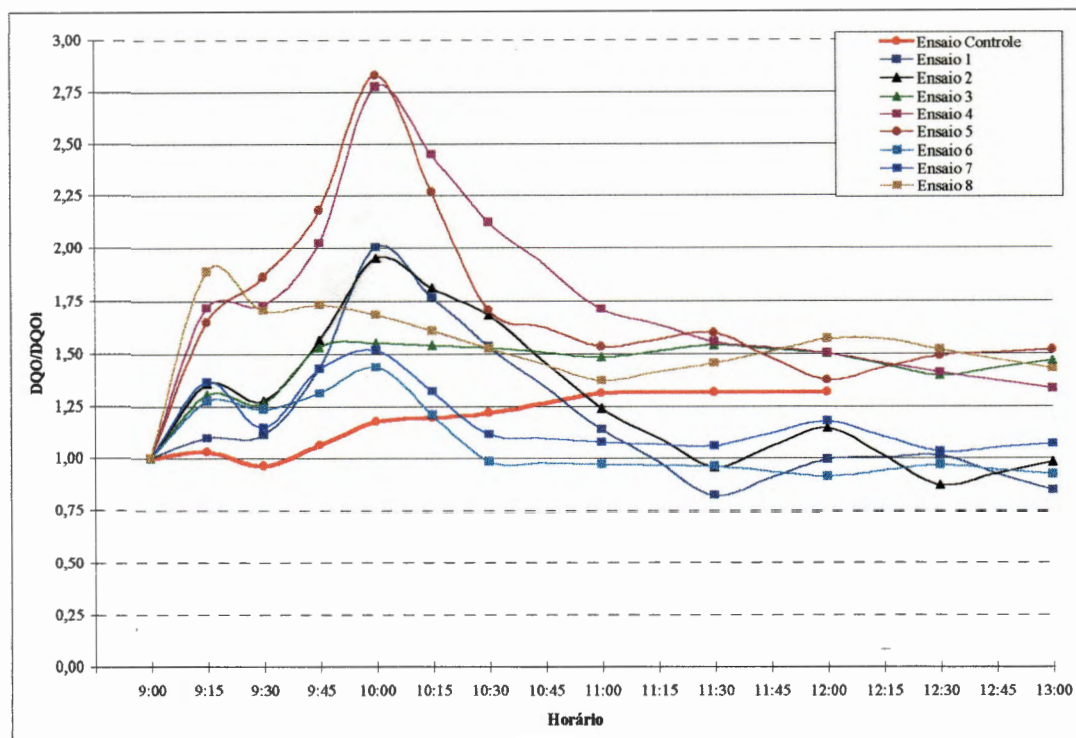


Figura 4.56 - Valores de DQO/DQOi no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Verifica-se primeiramente, que sem qualquer variação de vazão (Ensaio Controle), a relação DQO/DQOi chega a ser 1,31, ou seja, a DQO chega a aumentar 31%.

Exceto no primeiro ensaio, as DQO no efluente aumentaram de 27 a 89%, durante os primeiros quinze minutos de aplicação de pulso de vazão.

O ensaio 3 apresenta aumento de 55% na DQO efluente às 10 horas, não apresentando, depois de interrompido o impulso, redução significativa de DQO. Já o ensaio 8 apresenta o maior aumento de DQO durante os primeiros quinze minutos de ensaio.

Os demais ensaios apresentam comportamentos bastante semelhantes, tendo o maior valor da DQO no afluente às 10 horas. Os aumentos de DQO, nesse horário, variaram de 44 a 183%.

Os ensaios 1, 2 e 6, apresentaram DQO no efluente, às 13 horas, quando termina o ensaio, menores que as DQO no efluente as 9 horas (DQO inicial). Para os demais ensaios as DQO efluentes às 13 horas aumentaram de 7 a 52%.

Pode-se concluir que o desempenho do reator UASB, em termos de remoção de DQO, foi afetado pelo incremento de 100% de vazão. Evidencia-se esse fato pelos picos de DQO no

efluente, apresentados durante a aplicação do pulso, e também através da diminuição, embora pequena, das eficiências de remoção de DQO, observada, de maneira geral, entre 9 e 13 horas.

A complexidade das respostas observadas impossibilitou o estabelecimento, neste trabalho, de modelos matemáticos parametrizados que pudessem ser utilizados no ajuste das curvas, e assim refletir o comportamento dos ensaios considerados. As variáveis envolvidas na operação de uma unidade, como o reator UASB estudado, são muitas. Durante os ensaios somente um parâmetro, a vazão, era controlada. As condições de operação tais como climáticas e de carregamento orgânico, nos dias que precederam ou mesmo durante os ensaios, não são possíveis de controle durante a operação desses reatores. Dessa forma, optou-se por se fazer análise qualitativa dos dados, buscando-se não inferir em erros de interpretação matemática.

Esperava-se que as respostas do reator às sobrecargas hidráulicas guardassem relações de similaridade bem definida. Isto é, eliminando-se o efeito da concentração inicial, as curvas de resposta deveriam apresentar alto grau de superposição. As diferenças encontradas nas curvas de resposta indicam que as condições da manta e leito de lodo eram diferentes em cada ensaio. De acordo com Heertjes & van der Meer (1978), as condições da manta de lodo e do leito de lodo (altura, densidade, etc.), são determinantes na ocorrência de curto-circuito nos reatores UASB.

Na Tabela 4.29 são apresentados os dados de DQO filtrada no efluente para os 8 ensaios com variação de vazão (Ensaio 2xQ) e Ensaio Controle. Na Figura 4.57 são mostrados os dados da Tabela 4.29.

Tabela 4.29 - DQO filtrada (mg/L) no efluente - Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora (h)	DQO filtrada Efluente (mg/L)								
09:00	68	113	97	115	67	60	90	109	37
09:15	74	113	107	129	74	38	100	93	39
09:30	76	204	171	175	55	46	144	96	70
09:45	79	104	32	193	56	49	91	83	41
10:00	89	118	139	208	65	59	93	91	70
10:30	90	150	43	179	69	62	123	91	47
11:00	74	98	40	171	74	67	106	87	53
11:30	77	54	125	196	77	65	117	173	67
12:00	93	114	34	198	70	69	98	99	104
12:30		99	127	189	74	65	108	118	62
13:00		93	34	197	65	81	123	114	66

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

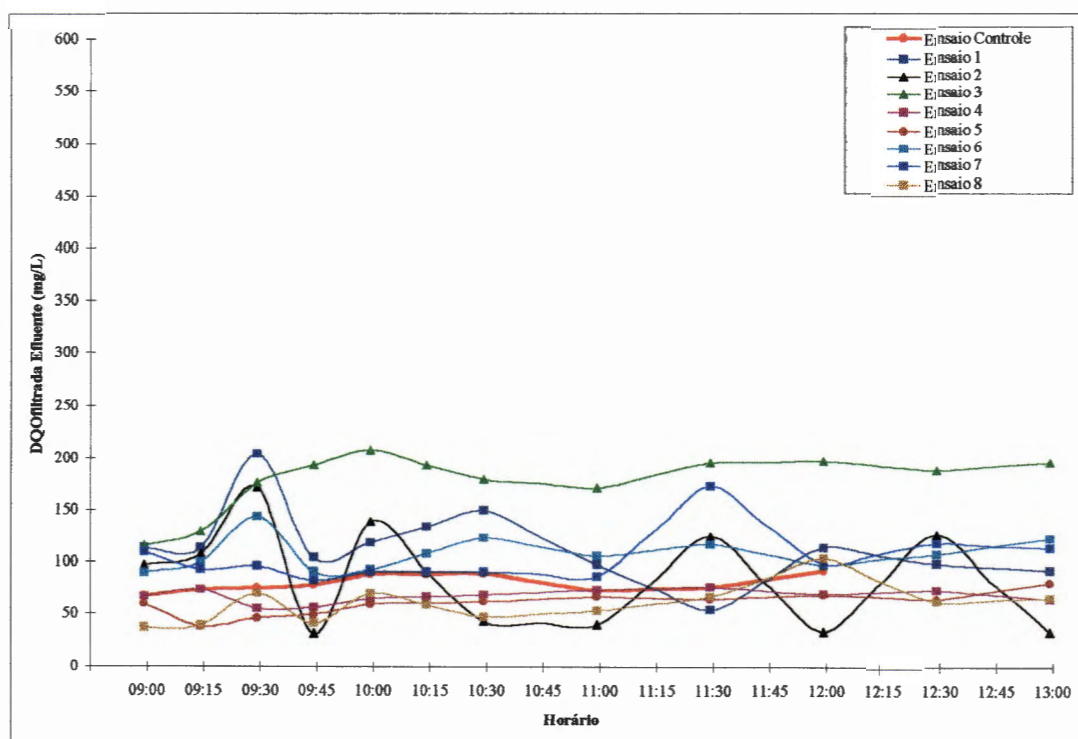


Figura 4.57 - Valores de DQO filtrada (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Analisando-se os dados de DQO filtrada no efluente, conforme apresentados na Figura 4.57, não se pode concluir que a DQO filtrada sofre influência direta do pulso de vazão aplicado.

Analisa-se, então os dados de DQO filtrada com relação à DQO filtrada inicial. Na Tabela III.10 (Anexo III) são apresentados os valores da Figura 4.58.

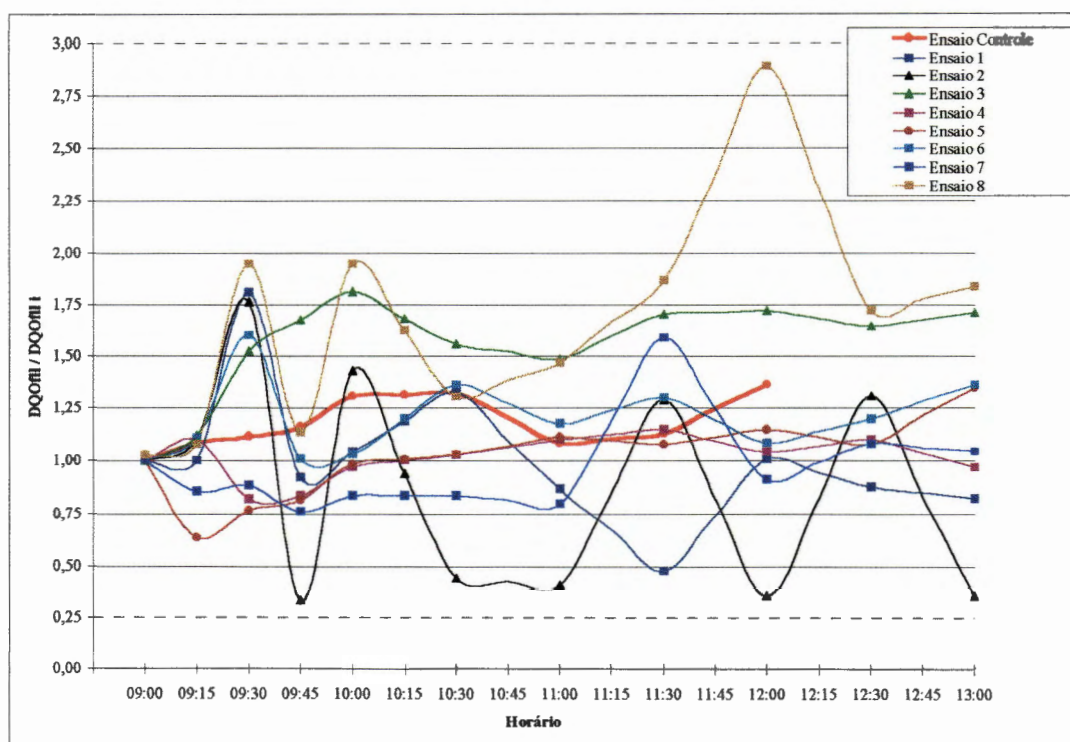


Figura 4.58 - Valores de DQO filtrada/DQO filtrada inicial no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

No Ensaio Controle são mostrados aumentos de DQO filtrada, com relação à DQO filtrada inicial, que variam de 9 a 37%.

Nos ensaios 1, 2, 3, 6 e 8 são apresentados aumentos de DQO filtrada, com relação à DQO filtrada inicial, variando de 52 a 94% às 9:30 h. O pico de DQO filtrada de 190% às 12:00 h, no ensaio 8, não parece estar relacionado com o aumento de vazão.

Concluiu-se não ser possível o estabelecimento de relação entre as variações de vazão com as variações de DQO filtrada.

Na Tabela 4.30 são apresentados os dados de Ácidos Voláteis no efluente e na Figura 4.59 esses dados são ilustrados, para os 8 ensaios com variação de vazão (Ensaio 2xQ). Não foram analisados Ácidos Voláteis para o Ensaio Controle.

Tabela 4.30 - Ácidos Voláteis (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q

Data	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora	Ácidos Voláteis Efluentes (mg/L)							
09:00	25	36	37	50	62	34	74	67
09:15	25	50	53	47	59	68	43	57
09:30	49	68	48	50	50	39	50	62
09:45	26	47	59	43	50	47	48	60
10:00	39	50	56	34	45	39	51	42
10:30	26	31	39	33	40	37	40	36
11:00	57	29	34	60	50	37	42	85
11:30	25	31	53	33	56	50	36	48
12:00	48	48	45	39	39	45	42	73
12:30	29	33	59	48	57	40	36	50
13:00	31	34	43	36	53	34	39	43

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

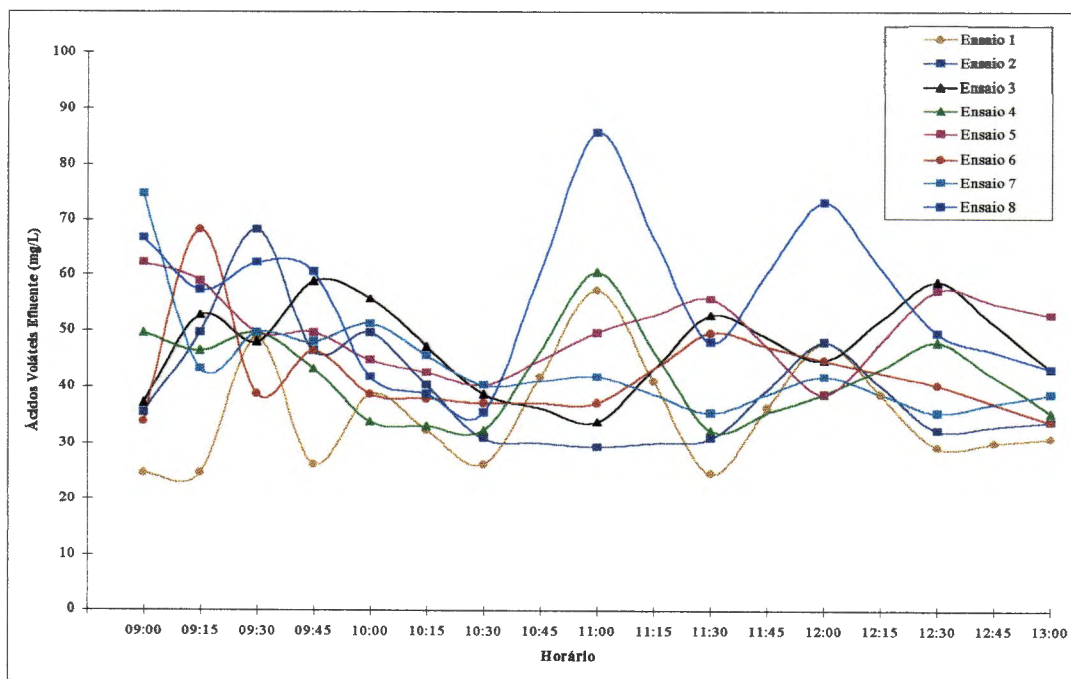


Figura 4.59 - Valores de Ácidos Voláteis (mg/L) no efluente Durante Ensaio de Respostas Dinâmicas à Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q

Analisando-se os dados de concentrações de Ácidos Voláteis no efluente, conforme apresentados na Figura 4.59, não se pode concluir se esse parâmetro sofre influência direta do pulso de vazão aplicado.

Analisa-se, portanto os dados de concentrações Ácidos Voláteis com relação às concentrações de Ácidos Voláteis inicial. A Tabela III.11 (Anexo III) apresenta os dados do gráfico da Figura 4.60.

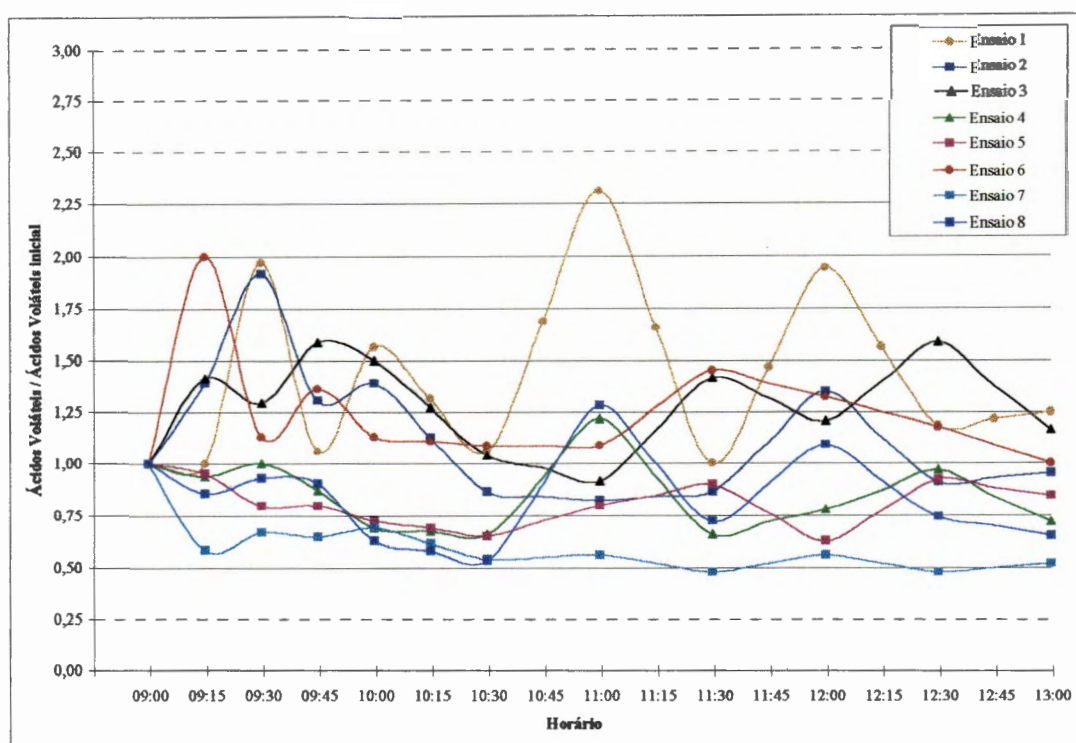


Figura 4.60 - Valores de Ácidos Voláteis/Ácidos Voláteis inicial Efluentes Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q

Como são inúmeras as variações apresentadas para as relações Ácidos Voláteis/Ácidos Voláteis inicial, e essas variações não são persistentes, para a maioria dos ensaios, em intervalos definidos de horário, não se consegue estabelecer relação entre as variações de vazão com as variações de Ácidos Voláteis, durante os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas. Observa-se, no entanto, analisando-se os resultados de Ácidos Voláteis no efluente do reator, durante o período de monitoramento (Figuras 4.6 e 4.7), que as concentrações foram sempre mais elevadas, depois que foram iniciados os ensaios. Acredita-se, portanto, que os pulsos de vazão continuados podem ter influenciado o

aumento de Ácidos Voláteis no efluente, observados de agosto a novembro 1996. Observou-se também aumento das concentrações médias de DQO (mais discreto) e Proteínas no efluente, nos meses de agosto e setembro. O aumento dessas concentrações no efluente do reator, nesses dois meses, pode estar associado aos choques hidráulicos provocados pelos pulsos de vazão ($2xQ$).

A Tabela 4.31 apresenta os dados de Produção de Biogás (L/h) para os 8 ensaios com variação de vazão (Ensaio $2xQ$) e Ensaio Controle.

No gráfico da Figura 4.61 são apresentados os resultados da Tabela 4.31.

Tabela 4.31 - Produção de Biogás (L/h) -Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio $2 \times Q$ e Ensaio Controle

Data	26/11/96	08/08/9	13/08/96	27/08/9	02/09/9	12/09/96	17/09/9	26/09/96	23/10/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5	6	7	8
Intervalo Horário	Produção de Biogás (L/h)								
8:45 - 9:00	204	340	164	176	208	188	160	332	268
9:00 - 9:15	220	348	164	184	252	220	208	348	272
9:15 - 9:30	248	256	164	240	248	164	204	372	336
9:30 - 9:45	204	312	292	300	280	200	264	392	320
9:45 - 10:00	204	380	340	312	260	200	240	412	336
10:00 - 10:15	196	380	332	304	256	188	220	416	368
10:15 - 10:30	220	336	356	332	336	168	300	436	328
10:30 - 10:45	248	320	340	332	268	248	300	372	312
10:45 - 11:00	300	320	368	328	260	192	256	360	288
11:00 - 11:15	228	348	328	288	252	212	248	352	320
11:15 - 11:30	252	276	308	304	320	248	264	360	292
11:30 - 11:45	224	284	304	260	268	212	252	300	268
11:45 - 12:00	236	288	316	316	284	228	240	392	292
12:00 - 12:15		316	308	268	272	212	256	320	320
12:15 - 12:30		260	268	272	256	192	244	344	308
12:30 - 12:45		280	296	320	284	224	240	408	268
12:45 - 13:00		344	252	300	288	236	244	348	272
Média	230	317	288	284	270	208	244	368	304
D.P.	28	38	66	47	29	25	34	37	30

D.P. - Desvio Padrão

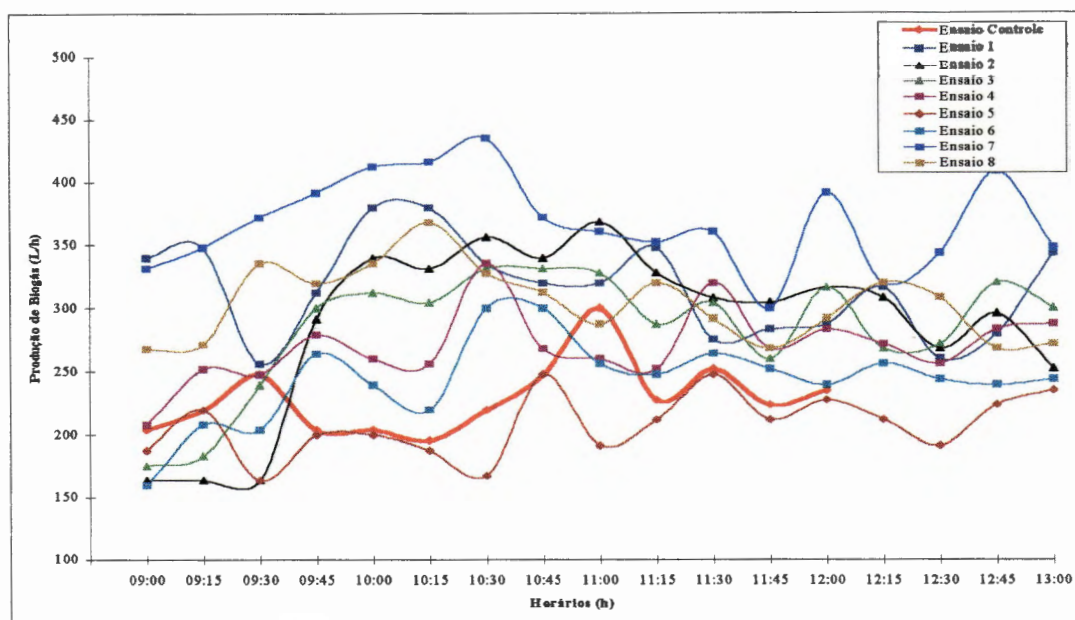


Figura 4.61 - Valores de da Produção de Biogás (L/h) Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 2 x Q e Ensaio Controle

Avaliando-se os dados de Produção de Biogás, observa-se que exceto no ensaio 5, essa foi ,em média, maior durante os ensaios de respostas dinâmicas, que durante o Ensaio Controle. Porém, se forem comparadas as médias da Produção de Biogás, durante os ensaios de 1 a 8 e mesmo durante o Ensaio Controle, essas são bastante superiores às médias diárias medidas durante todo o período de monitoramento (Tabelas II.15 a II.22). A Produção média de Biogás, em 24 horas, variou de 143 a 170 L/h, de agosto a novembro, quando foram realizados os ensaios de respostas dinâmicas. Parte dessa diferença pode ser atribuída à maior atividade do reator durante o dia, com ou sem a aplicação do pulso de vazão.

Acredita-se que a maior Produção de Biogás observada durante os Ensaios 2xQ seja devida, principalmente, às maiores liberações de Biogás, provocadas pelo choque da carga hidráulica.

4.4.2 Ensaios 1,5 x Q

Apresentam-se os resultados dos ensaios chamados de 1,5 x Q. Durante esses ensaios aplicou-se por uma hora, das 9 às 10 h da manhã, e das 17 às 18 h, no mesmo dia, vazão cinquenta por cento maior que a vazão normal de operação do reator. Coletaram-se amostras

de 9 às 10 h e das 17 às 18 h, de 15 em 15 minutos e das 10 às 12 h e de 18 às 20 h de meia em meia hora. Apresentam-se, também, para efeito de comparação, resultados do Ensaio Controle, onde coletaram-se amostras, da mesma forma que durante os ensaios anteriores, porém sem qualquer aumento de vazão.

Analisaram-se os parâmetros, DQO, DQO filtrada, Turbidez e Cor nos afluente e efluente, e volume de gás produzido. Nas Tabela III.12 a Tabela III.17 (Anexo III) são apresentados todos os resultados de cada um dos oito ensaios realizados.

Na Tabela 4.32 são apresentados os resultados de DQO no efluente, para os Ensaios 1,5 x Q e para o Ensaio Controle.

No gráfico da Figura 4.62 estão ilustrados os resultados da Tabela 4.32.

Tabela 4.32 - DQO (mg/L) no efluente -Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	DQO Efluente (mg/L)					
09:00	172	130	166	186	177	213
09:15	177	162	203	213	219	199
09:30	166	181	198	178	155	163
09:45	183	183	217	187	182	220
10:00	203	187	207	193	190	240
10:30	210	183	210	243	174	183
11:00	225	186	171	222	217	180
11:30	226	201	225	215	202	207
12:00	226	208	217	249	219	203
17:00	186	230	200	207	212	198
17:15	159	265	237	243	189	231
17:30	158	247	248	235	229	240
17:45	179	256	268	238	199	218
18:00	185	269	319	240	209	249
18:30	187	234	225	215	178	200
19:00	173	239	292	233	207	226
19:30	159	235	318	241	231	242
20:00	180	236	251	231	207	245

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

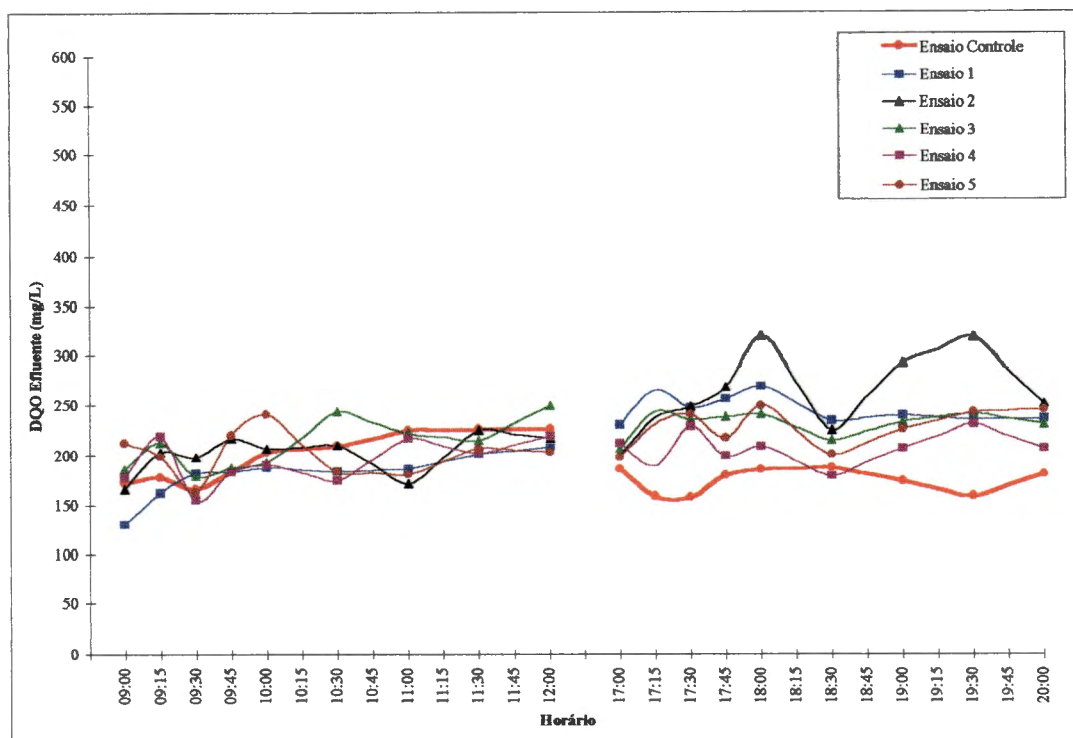


Figura 4.62 - Valores de DQO (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas à Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios $1,5 \times Q$ e Ensaio Controle

É interessante observar, através do gráfico da Figura 4.62, comparando-se as DQO no efluente dos 5 ensaios realizados e a DQO efluente do Ensaio Controle, que durante o período da manhã, parece não ter havido influência significativa do aumento de vazão de 50% imposto. Já à tarde, as DQO no efluente dos ensaios de 1 a 5 são maiores que a DQO no efluente do Ensaio Controle.

O aumento nos valores de DQO no efluente, apresentado em quase todos os ensaios, à tarde, pode refletir efeito pequeno, porém continuado, de desequilíbrio no processo de digestão provocado pelo pulso de vazão aplicado. Essa consideração parece bastante razoável, quando se percebe que, para a maioria dos ensaios, os valores de DQO no início do período da tarde são maiores que aqueles observados pela manhã, enquanto que para o Ensaio Controle esses valores são próximos. Acrescenta-se ainda, que quando analisou-se o desempenho do reator durante os períodos da manhã e tarde (Figura 4.44) os valores observados de DQO no efluente não apresentaram variação significativa.

Através das Tabelas III.12 a III.17 (Anexo III), pode-se calcular as eficiências médias de remoção de DQO, às 9 e 12 horas, e às 17 e 20 horas, com relação a DQO média no afluente, nos períodos manhã e tarde. As eficiências médias de remoção de DQO, para os 5

Ensaio 1,5xQ, variaram de 76 a 86% às 9 horas, de 74 a 80% às 12 horas, de 62 a 75% às 17 horas e de 61 a 75% às 20 horas. Apesar dos valores médios de DQO no afluente serem pouco inferiores no período da tarde, as concentrações de DQO no efluente nesse período, estiveram sempre mais elevadas.

Durante o Ensaio Controle, as eficiências de remoção de DQO foram de 81% às 9 horas, 74 % às 12 horas, 68% às 17 horas e 69% às 20 horas. As concentrações de DQO no efluente, durante esse ensaio não apresentaram aumento significativo, portanto, nesse caso, a diminuição das eficiências de remoção de DQO, no período da tarde, deve-se claramente ao menores valores de DQO no afluente.

Avalia-se também o comportamento da relação DQO/DQO_i para os Ensaio 1,5 x Q. Na Tabela III.18 são apresentados os dados do gráfico da Figura 4.63.

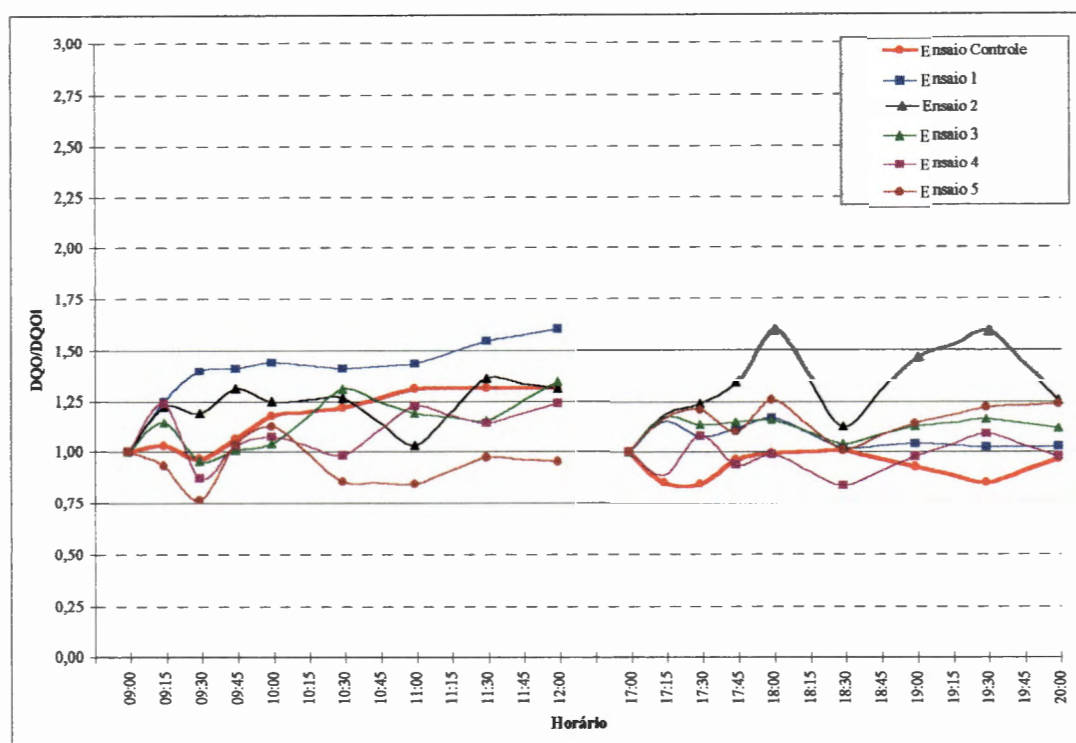


Figura 4.63 - Valores de DQO/DQO_i no efluente Durante Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle

Pode-se observar através do gráfico da Figura 4.63, tendência similar mostrada no gráfico da Figura 4.62.

Analisando-se de maneira qualitativa as variações da relação DQO/DQO_i encontradas, considera-se que um aumento de 50% provoca pequeno efeito, através de aumento dos valores de DQO no efluente, à tarde.

Na Tabela 4.33 são apresentados os resultados de DQO filtradas no efluente, para os Ensaio 1,5 x Q e para o Ensaio Controle.

Na Figura 4.64 são ilustrados os resultados da Tabela 4.31.

Tabela 4.33 - DQO filtrada (mg/L) no efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	DQO filtrada Efluente (mg/L)					
09:00	68	73	41	73	43	50
09:15	74	79	44	79	53	48
09:30	76	81	40	74	56	41
09:45	79	86	48	110	49	72
10:00	89	82	44	66	73	49
10:30	90	85	46	69	65	128
11:00	74	90	61	110	67	65
11:30	77	89	63	124	73	62
12:00	93	87	46	189	138	56
17:00	45	136	135	114	88	83
17:15	50	104	132	103	97	97
17:30	63	120	117	143	98	90
17:45	64	145	119	108	174	109
18:00	46	120	136	193	101	69
18:30	43	105	100	82	162	108
19:00	42	94	101	106	100	163
19:30	61	125	90	99	116	67
20:00	40	125	144	82	98	82

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

Assim como no caso das DQO, comparando-se as DQO filtradas no efluente dos 5 ensaios realizados e a DQO filtrada no efluente do Ensaio Controle, durante o período da manhã, parece não ter havido influência, significativa e imediata, do aumento de vazão de 50% imposto. Já à tarde, as DQO filtradas no efluente, dos ensaios de 1 à 5, são maiores que a DQO filtrada no efluente do Ensaio Controle. Percebe-se também, no caso das DQO filtradas iniciais, da manhã e da tarde, que os valores das DQO filtradas iniciais da tarde são sistematicamente maiores que os da manhã, exceto para o Ensaio Controle.

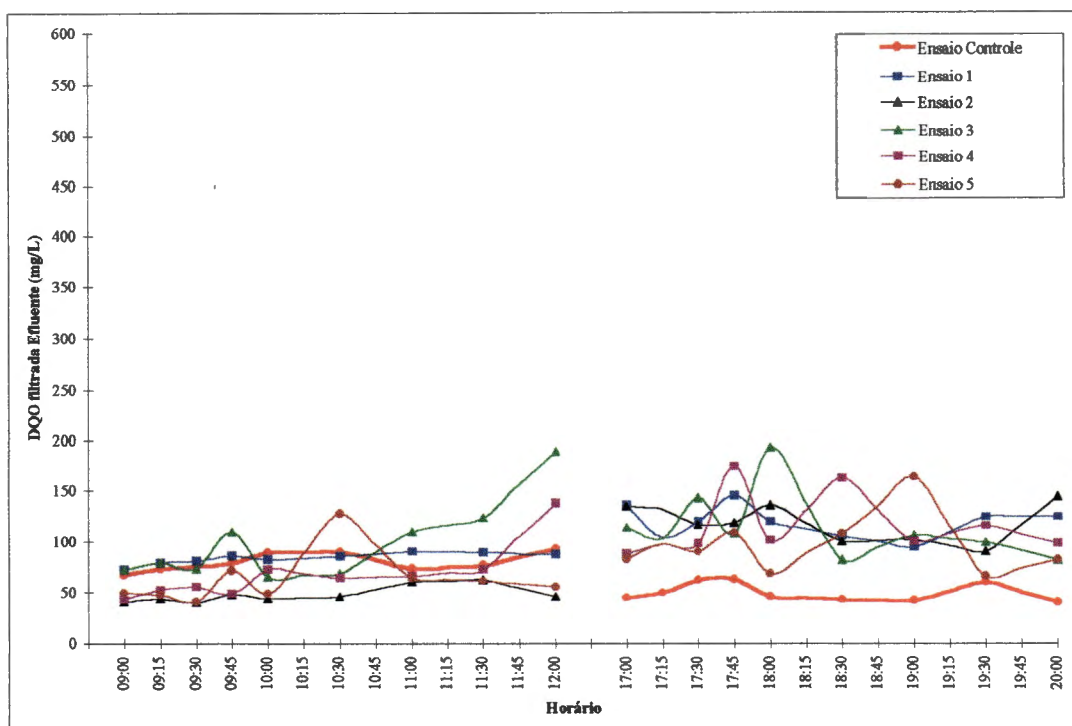


Figura 4.64 - Valores de DQO filtrada (mg/L) no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Avalia-se também o comportamento da relação DQO filtrada/DQO filtrada inicial, para os ensaios 1,5 x Q. A Tabela III.19 apresenta os dados do gráfico da Figura 4.65.

Observando-se a relação DQO filtrada/DQO filtrada inicial, desordenadamente variável, não foi possível estabelecer relação sistemática do aumento de DQO filtrada com aumento de 50% de vazão. Acredita-se que no caso da DQO filtrada, possa estar ocorrendo, além de possível efeito discreto das sobrecargas hidráulicas aplicadas, mostrado no período da tarde, efeito de sobrecarga orgânica durante alguns dias, não detectada pela amostragem.

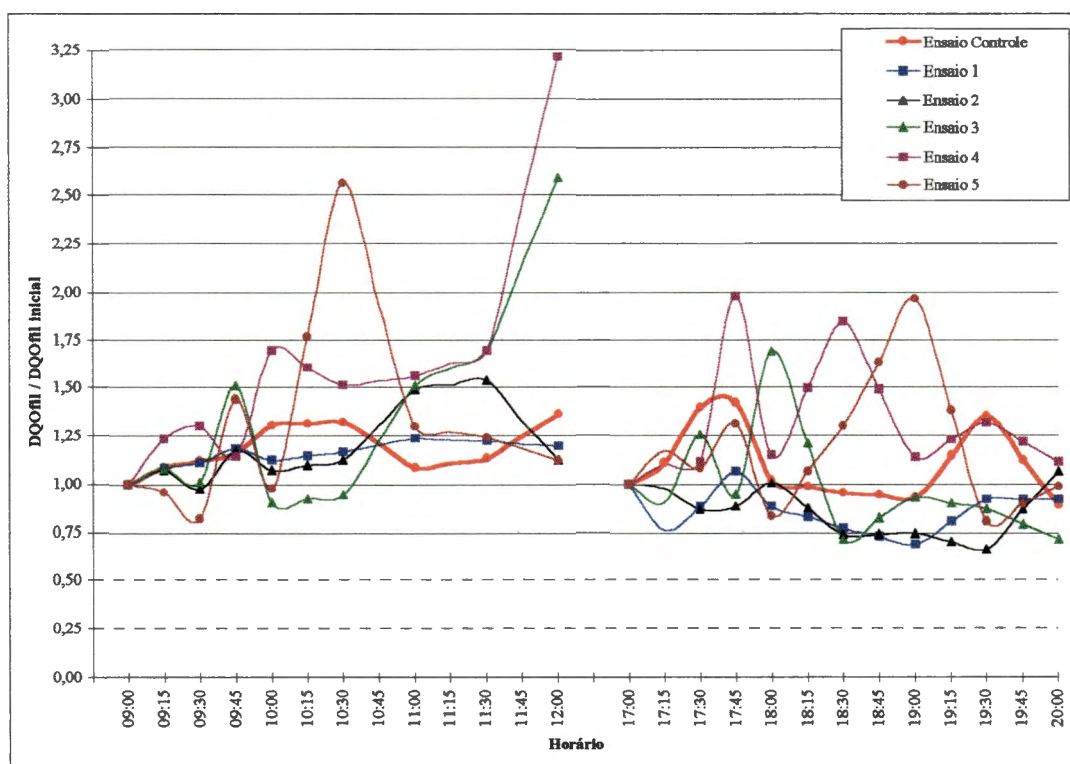


Figura 4.65 - Valores de DQOfiltrada / DQOfiltrada inicial no efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Sendo o efluente do reator UASB bastante clarificado, durante os primeiros ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas (Ensaios 2xQ), podia-se visualmente perceber aumentos de turbidez, ou ainda mudanças sutis na coloração do efluente. Dessa forma, para a segunda série de ensaios realizados (Ensaios 1,5xQ) optou-se por medir Turbidez e Cor.

Na Tabela 4.34 são apresentados dados de Turbidez (UT) do efluente, que estão ilustrados na Figura 4.66. Exceto no ensaio 5, que apresentou Turbidez inicial muito elevada e atípica, se comparada com os outros valores às 9 horas, pela manhã houve sistematicamente um aumento discreto da Turbidez. Isso pode estar refletindo em pequeno arraste de sólidos do reator. É interessante notar que, em geral, os níveis de Turbidez são maiores no período da tarde, inclusive para o Ensaio Controle. Não se pode, no entanto, tirar conclusões, mesmo em nível qualitativo, sobre o efeito do aumento de vazão na Turbidez do efluente apenas os dados do gráfico da Figura 4.66. Calculou-se os valores Turbidez/Turbidez inicial, na tentativa de observar melhor o comportamento dos dados. Na Tabela III.20 (Anexo III) são apresentados os dados da Figura 4.67.

Tabela 4.34 - Turbidez (UT) do efluente - Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	Turbidez Efluente (UT)					
09:00	46	44	46	45	42	80
09:15	47	44	50	47	59	47
09:30	45	45	62	45	43	50
09:45	49	55	69	53	40	56
10:00	49	56	69	50	50	60
10:30	48	63	74	60	44	57
11:00	55	70	70	69	55	64
11:30	59	76	79	71	62	69
12:00	57	79	75	85	59	59
17:00	78	66	51	71	63	61
17:15	74	79	57	81	72	72
17:30	69	88	61	80	69	73
17:45	73	84	60	92	68	77
18:00	69	86	59	76	63	73
18:30	70	75	63	81	69	71
19:00	69	75	82	80	68	75
19:30	70	79	85	80	72	74
20:00	71	75	76	78	59	74

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

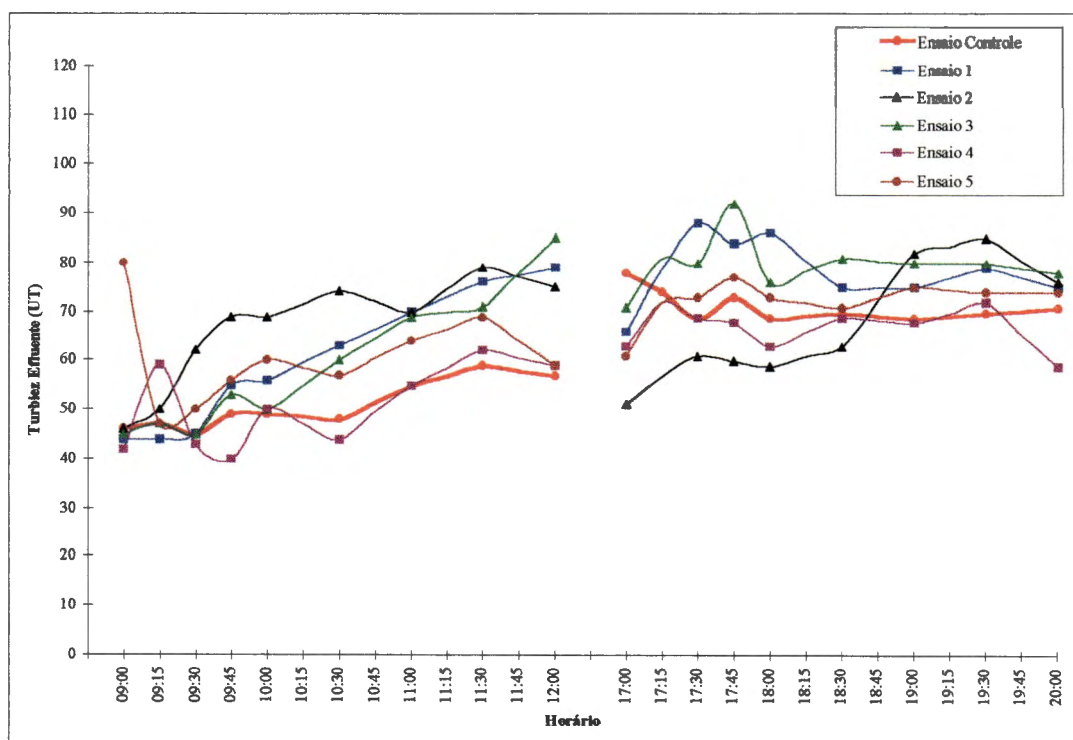


Figura 4.66 - Valores de Turbidez (UT) do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

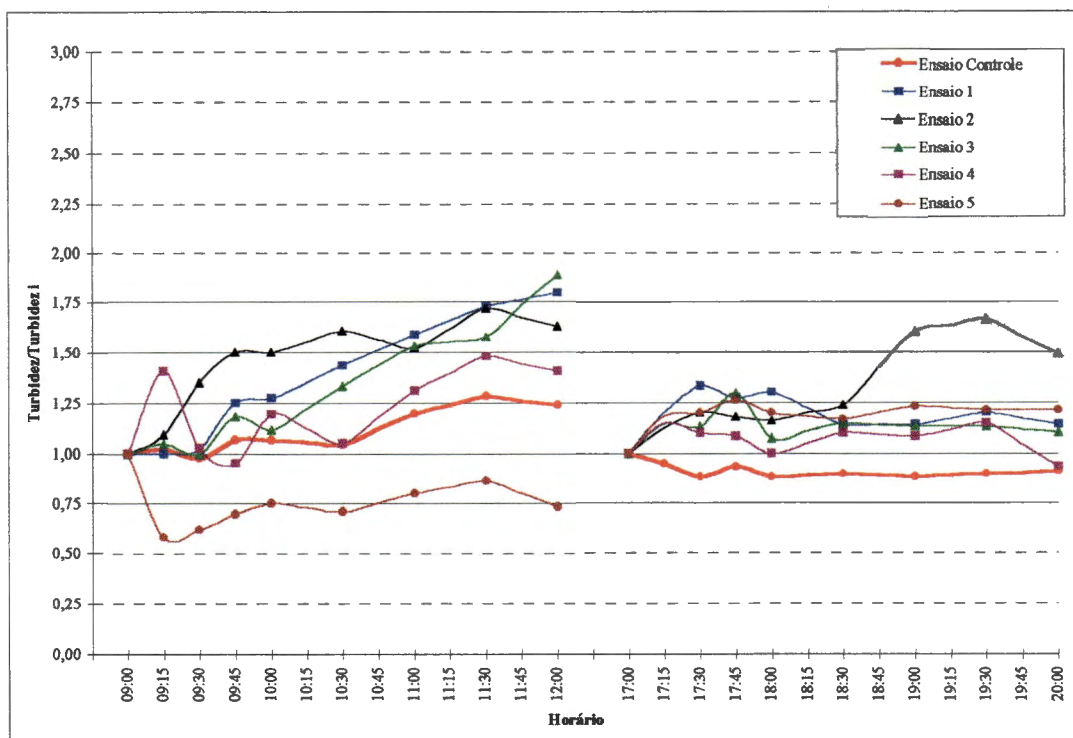


Figura 4.67 - Valores de Turbidez / Turbidez inicial do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Exceto no ensaio 5 (valor de Turbidez inicial muito maior que os outros), ocorre aumento sistemático de Turbidez, durante os períodos de manhã e à tarde. Conclui-se através dos dados apresentados que 50% de aumento de vazão é suficiente para interferir, ainda que discretamente, na Turbidez do efluente.

Na Tabela 4.35 são apresentados os dados de Cor (UC) do efluente, que estão ilustrados na Figura 4.68.

O gráfico da Figura 4.68 mostra que até o Ensaio Controle apresenta níveis mais elevados de Cor efluente à tarde. Apesar de pela manhã, a Cor efluente apresentar valores mais elevados, quando comparados com o controle, não se pode tirar conclusões sobre os efeitos do aumento de vazão com o aumento dos níveis de cor através do gráfico da Figura 4.68

A Tabela III.21 (Anexo III) apresenta os dados da Figura 4.69

Tabela 4.35 - Cor (UC) do efluente - Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	Cor Efluente (UC)					
09:00	256	203	228	212	262	353
09:15	228	234	298	285	293	290
09:30	252	251	324	231	228	280
09:45	254	266	356	306	254	304
10:00	256	274	361	285	262	309
10:30	292	344	372	318	261	301
11:00	296	383	400	353	297	358
11:30	310	409	392	381	341	408
12:00	274	412	447	442	356	326
17:00	426	399	276	390	313	361
17:15	404	433	290	423	346	388
17:30	403	363	328	455	386	371
17:45	351	355	327	464	381	386
18:00	366	457	309	427	356	371
18:30	370	407	353	425	363	373
19:00	361	396	444	418	358	377
19:30	350	437	414	402	366	382
20:00	345	384	389	406	311	414

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento EESC-USP

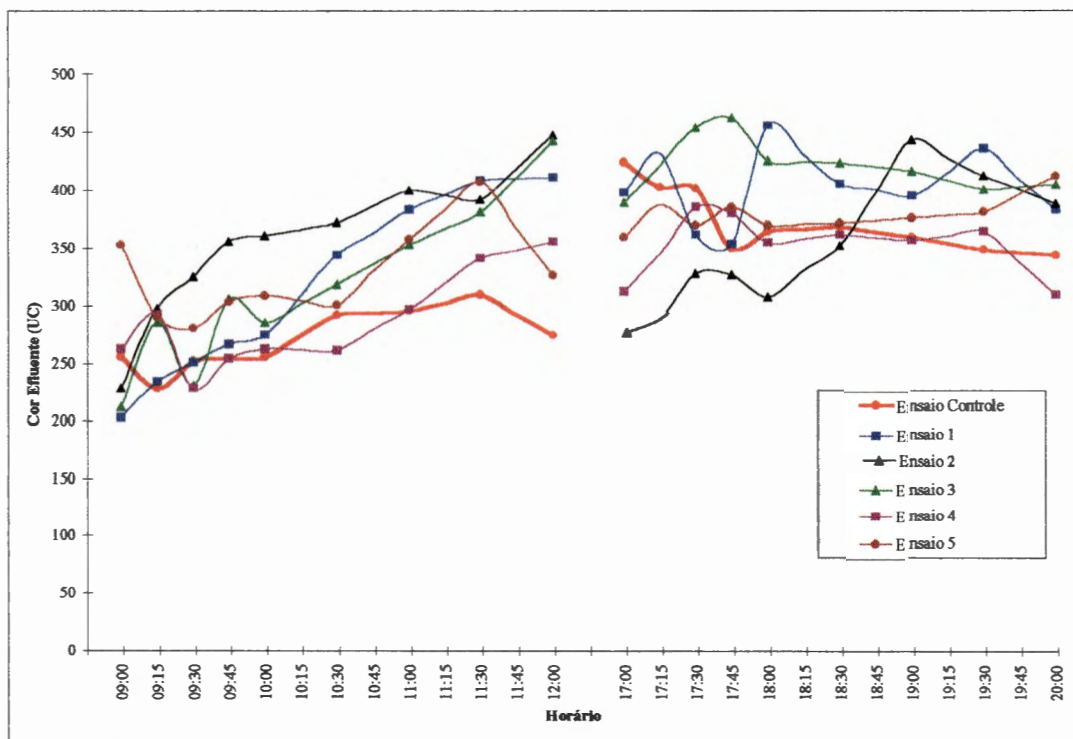


Figura 4.68 - Valores de Cor (UC) do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

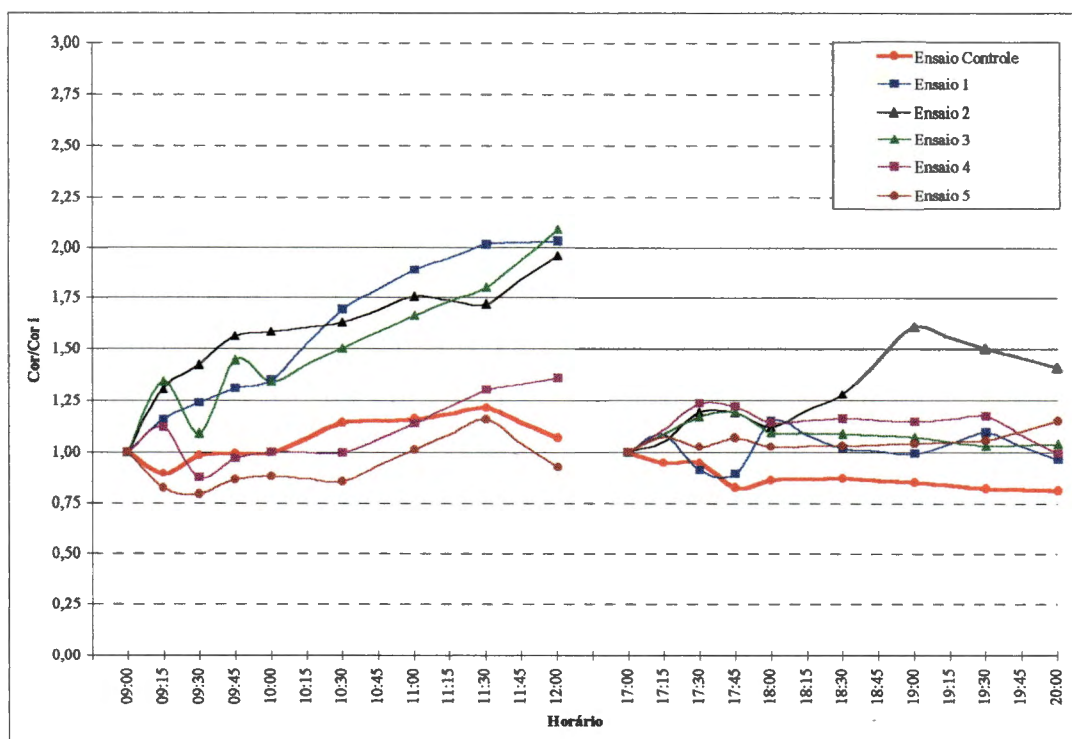


Figura 4.69 - Valores de Cor / Cor inicial do efluente Durante Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Observa-se através do gráfico da Figura 4.69, que exceto nos ensaios realizados quando a Cor inicial era elevada (Ensaios 4 e 5), a relação Cor/Cor inicial foi maior nos ensaios de respostas dinâmicas, que no Ensaio Controle. Aparentemente, o efeito de aumento de Cor ocorreu nos ensaios que apresentaram menores valores iniciais. Existe porém uma tendência discreta de aumento de cor quando se aumenta a vazão em 50%.

Na Tabela 4.36 são apresentados os dados medidos de Produção de Biogás durante os Ensaios 1,5 x Q.

No gráfico da Figura 4.70 são ilustrados os dados apresentados na Tabela 4.36.

Tabela 4.36 - Produção de Biogás (L/h) - Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q e Ensaio Controle

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Intervalo Horário	Produção de Biogás (L/h)					
8:45 - 9:00	204	208	280	288	180	168
9:00 - 9:15	220	208	296	204	196	252
9:15 - 9:30	248	264	400	248	276	320
9:30 - 9:45	204	284	344	240	300	360
9:45 - 10:00	204	248	364	228	260	332
10:00 - 10:30	220	228	376	256	328	336
10:30 - 11:00	300	260	320	260	280	288
11:00 - 11:30	252	244	344	284	316	308
11:30 - 12:00	236	268	324	272	248	304
16:45 - 17:00	260	320	276	224	240	268
17:00 - 17:15	264	364	292	216	280	244
17:15 - 17:30	300	296	420	232	288	348
17:30 - 17:45	300	284	332	264	280	384
17:45 - 18:00	264	320	360	260	276	348
18:00 - 18:30	276	296	300	236	280	300
18:30 - 19:00	316	288	308	228	244	324
19:00 - 19:30	252	296	312	284	300	336
19:30 - 20:00	256	328	312	292	292	304
Média	254	278	331	251	270	307
D.P.	35	42	40	27	38	50

D.P. = Desvio Padrão

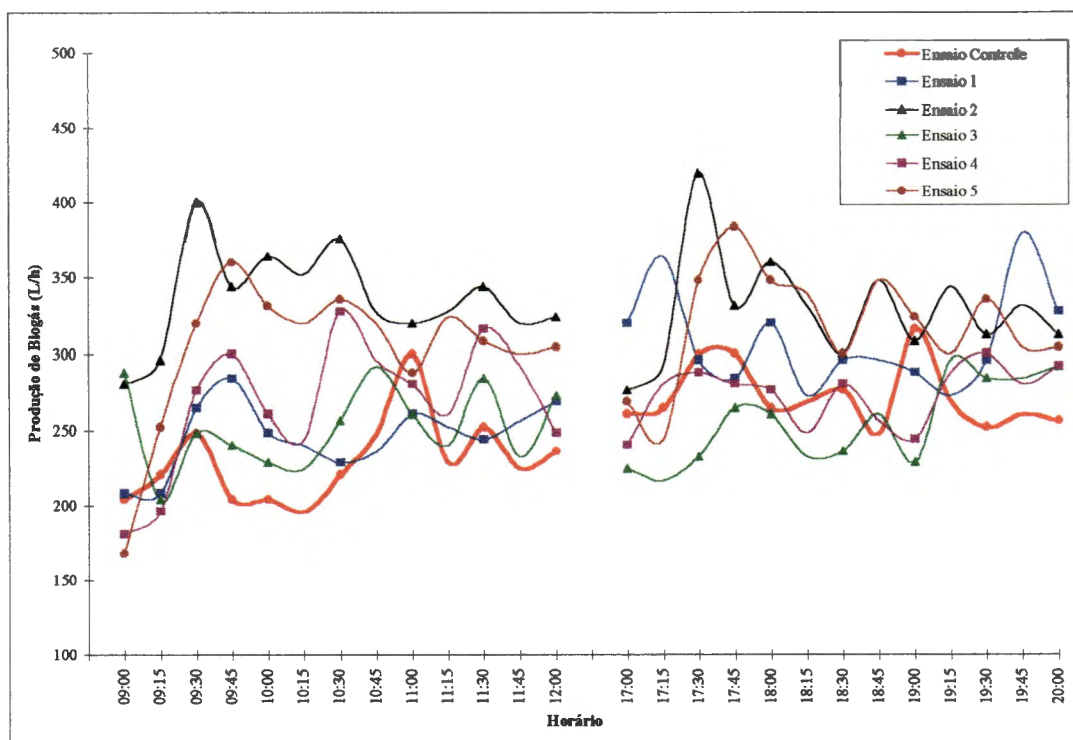


Figura 4.70 - Produção de Biogás (L/h) Durante Ensaio de Respostas Dinâmicas à Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q e Ensaio Controle

Avaliando-se os dados de Produção de Biogás, nota-se que assim como nos Ensaio 2 x Q, essa foi, em geral, maior durante os ensaios de respostas dinâmicas, que durante o Ensaio Controle. Acredita-se que a maior Produção de Biogás observada durante os Ensaio 1,5xQ, também seja devida, principalmente, às maiores liberações de Biogás, provocadas pelo choque da carga hidráulica.

4.5 Evolução da Manta de Lodo

4.5.1 Sólidos ao Longo da Altura do Reator UASB

Durante todo o tempo em que o reator UASB foi monitorado e ensaiado, observou-se a variação de sólidos ao longo de sua altura. Na Tabela 4.37 são apresentados os resultados médios mensais para os pontos de amostragens P1, P2, P3, P4 e P5, de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais Fixos (STF). Nas Figuras 4.71, 4.72 e 4.73 são mostradas as variações mensais de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais Fixos (STF), respectivamente.

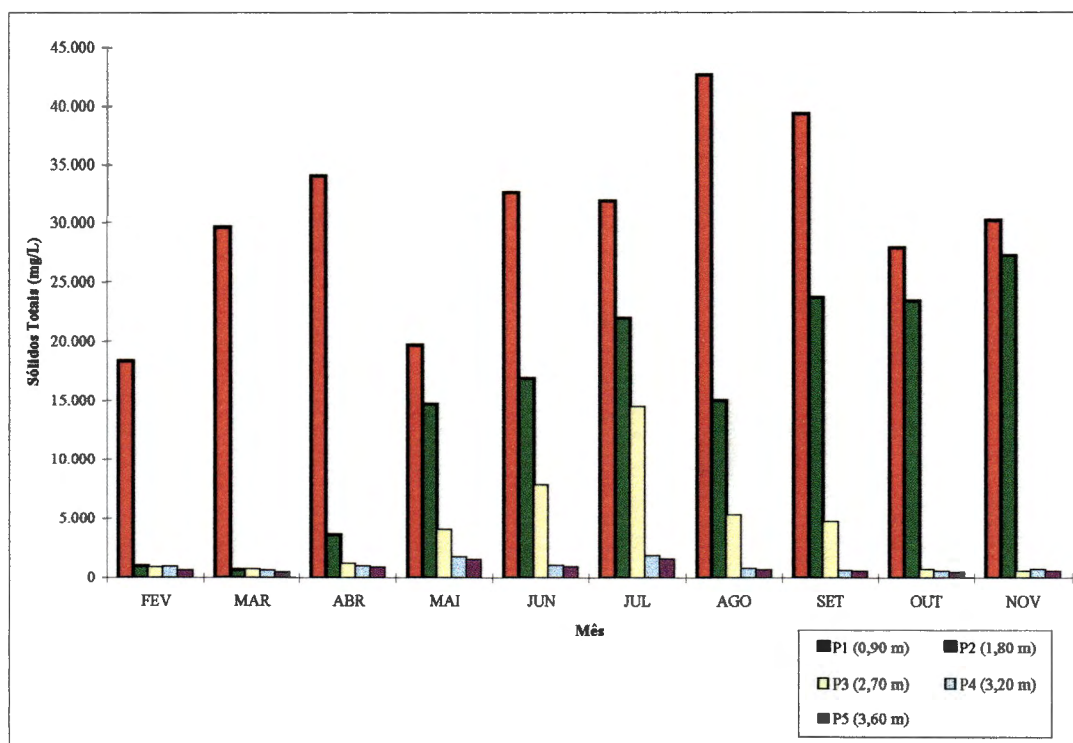


Figura 4.71- Valores de Sólidos Totais (ST) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator Médias Mensais

Observa-se através do gráfico da Figura 4.71, que as concentrações de Sólidos Totais foram sempre altas para a primeira tomada de amostragem a 0,90 m da base do reator (P1). Esse foi o único ponto que apresentou altos valores de Sólidos Totais até abril, quando observou-se a presença de maior concentração de Sólidos Totais na tomada de amostragem a 1,80 m da base do reator (P2). Coincidentemente em abril o reator passou a operar com TDH

de 8 horas. Nos meses seguintes e de maneira progressiva, o teor de sólidos começou a aumentar ao longo da altura do reator, conforme mostra o gráfico da Figura 4.72. Em agosto, quando iniciaram-se os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, a concentração de Sólidos Totais foi maior em P1, diminuindo em P2 e P3, se comparado com o mês anterior. A partir de setembro, houve aumento da concentração no ponto P2, e pequena diminuição no ponto P1.

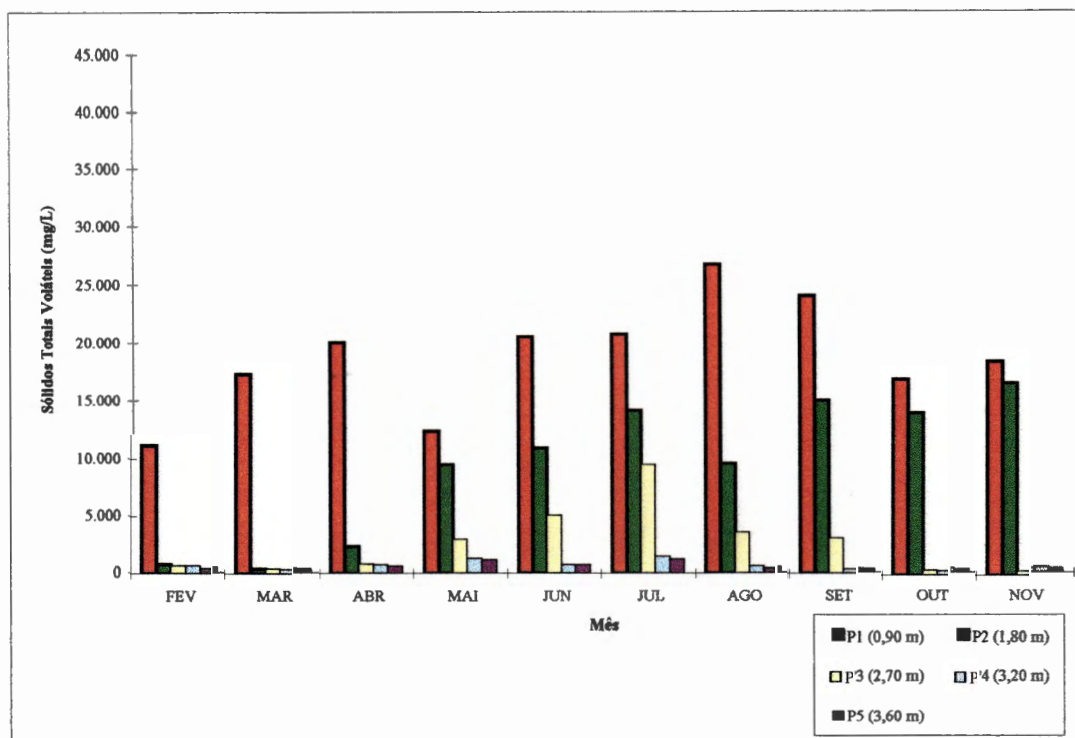


Figura 4.72 - Valores de Sólidos Totais Voláteis (STV) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator - Médias Mensais

Nos gráficos das Figuras 4.72 e 4.73 são apresentadas as concentrações de Sólidos Totais Voláteis e Fixos respectivamente. A variação de concentração dos Sólidos Totais Voláteis e Fixos seguem rigorosamente a variação de concentração de Sólidos Totais, sendo que, conforme esperado, as concentrações de Sólidos Totais Voláteis são mais elevadas que as concentrações de Sólidos Totais Fixos.

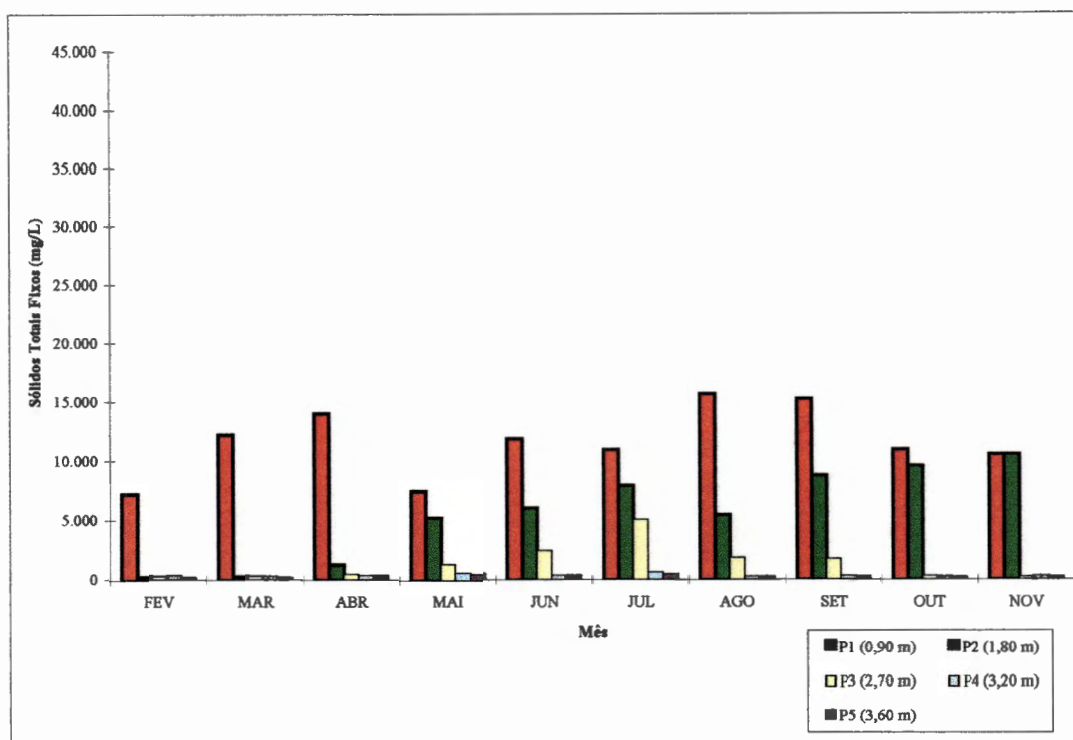


Figura 4.73 - Valores de Sólidos Totais Fixos (STF) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator - Médias Mensais

Observou-se, no dia a dia de operação do reator, que a concentração de sólidos chegava a variar durante um mesmo dia, nas diversas tomadas de amostragem. Parecia haver uma certa “flutuação” da manta, principalmente entre os pontos 1 e 2. Durante os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas (Ensaio $1,5xQ$), observou-se sistematicamente concentrações mais elevadas na tomada P1, pela manhã, antes de provocar-se o pulso de vazão, e concentrações sensivelmente mais elevadas na tomada P2, no período da tarde, antes de iniciar-se o pulso de vazão.

Tabela 4.37 - Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais Fixos (STF) - mg/L - ao Longo da Altura do Reator - Médias Mensais

Tomadas de Amostragem	Sólidos (mg/L)	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.
P1 (0,90 m)	ST	18.421	29.669	34.100	19.734	32.597	31.853	42.591	39.363	28.002	30.198
	STV	11.173	17.359	20.071	12.320	20.612	20.817	26.871	24.107	16.959	18.486
	STF	7.248	12.311	14.024	7.414	11.985	11.037	15.720	15.257	11.043	10.588
P2 (1,80 m)	ST	1.036	720	3.562	14.720	17.019	22.034	15.006	23.815	23.550	27.300
	STV	728	438	2.277	9.469	10.911	14.096	9.511	15.052	13.981	16.712
	STF	308	282	1.285	5.251	6.109	7.937	5.495	8.763	9.569	10.588
P3 (2,70 m)	ST	930	751	1.228	4.019	7.887	14.491	5.344	4.762	743	572
	STV	637	424	751	2.864	5.089	9.427	3.488	3.023	437	350
	STF	292	328	477	1.335	2.398	5.063	1.857	1.739	307	222
P4 (3,20 m)	ST	999	653	1.046	1.779	1.085	1.933	829	655	590	760
	STV	648	362	697	1.163	707	1.324	558	367	335	454
	STF	351	292	348	616	378	610	271	288	255	306
P5 (3,60 m)	ST	641	500	941	1.609	1.006	1.621	709	572	506	600
	STV	432	292	586	1.065	656	1.121	433	308	282	350
	STF	209	208	355	543	350	500	277	264	224	250

4.5.1 Granulação

No item anterior foram apresentados, em termos de concentrações de sólidos, o comportamento do perfil vertical do reator UASB. Observou-se durante o período de estudo, que mesmo tendo se movimentado entre a base e aproximadamente 2 m de altura, a manta de lodo apresentou sempre um aspecto extremamente favorável. Já em fevereiro de 1996, observava-se pequenos grânulos na tomada P1. De maio em diante esses grânulos passaram a ser bastante uniformes, estando sempre presentes em grande número nas amostras coletadas.

No presente trabalho não se propôs realizar estudo microbiológico detalhado da manta de lodo, porém propôs-se investigar, ainda que superficialmente, os grânulos formados. Lembre-se que o reator UASB não recebeu qualquer tipo de inóculo. A população microbiana foi formada, segundo as condições do afluente e hidrodinâmicas do reator. Os grânulos formados possuem aspecto peculiar, conforme será mostrado através das Figuras que seguem.

Em dezembro de 1996, depois de terminados os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, realizaram-se observações, ainda que qualitativas, dos grânulos amostrados na tomada P1. As Imagens de Microscopia Eletrônica, obtidas no Instituto de Física de S.Carlos - USP, são apresentadas nas Figuras 4.75 a 4.79 .

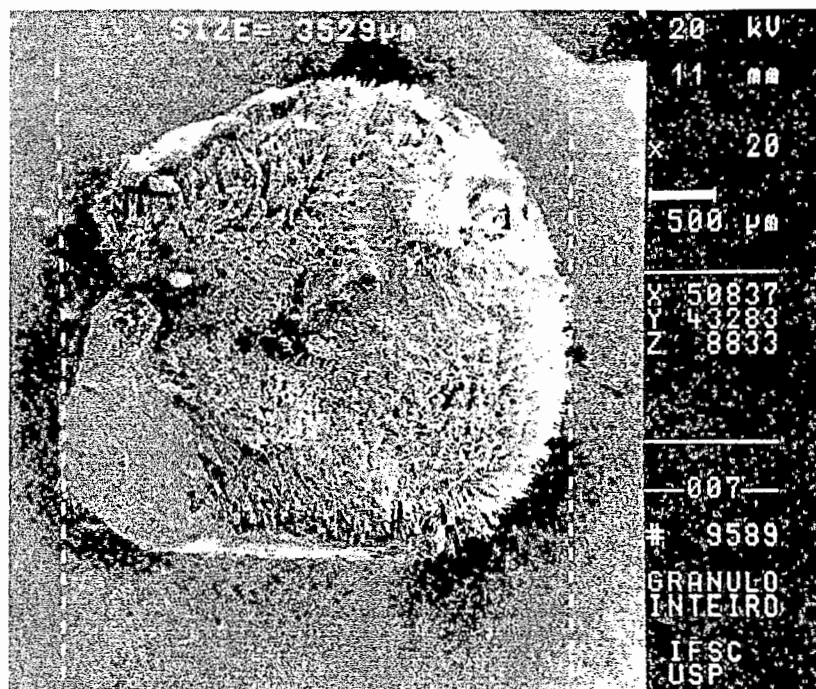


Figura 4.75 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 20 vezes de um grânulo

Conforme mostrado na imagem de microscopia eletrônica, ao aumento de 20 vezes, os grânulos possuem forma arredondada, bastante regular, tendo em média 3,5 mm de diâmetro. Sua superfície apresenta aspecto “felpudo”.

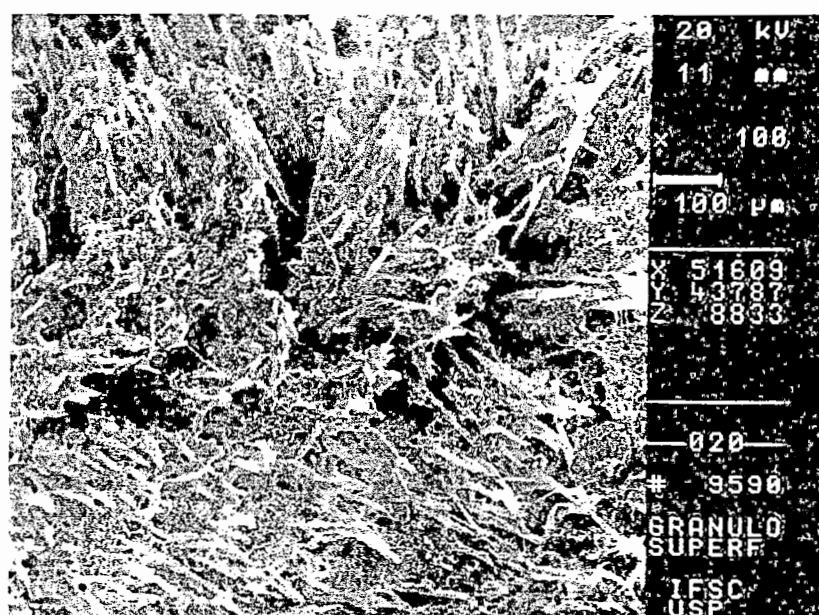


Figura 4.76 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 100 vezes da superfície do grânulo

A imagem da Figura 4.76 mostra a superfície do grânulo, com 100 vezes de aumento. Realizou-se no Instituto de Física de S.Carlos, ensaio de EDX (Energy dispersive x-ray spectroscopy) para a avaliação de quais componentes químicos poderiam estar presentes na superfície do grânulo, já que essa superfície se apresenta de forma bastante distinta do que tem apresentado os grânulos de esgotos sanitários (normalmente com superfície lisa). Na superfície do grânulo foram encontrados componentes como silício e alumínio.

Quando se aproximou as imagens 10.000 vezes, pode-se observar na ponta desses supostos depósitos da superfície do grânulo, alguns supostos cristais.

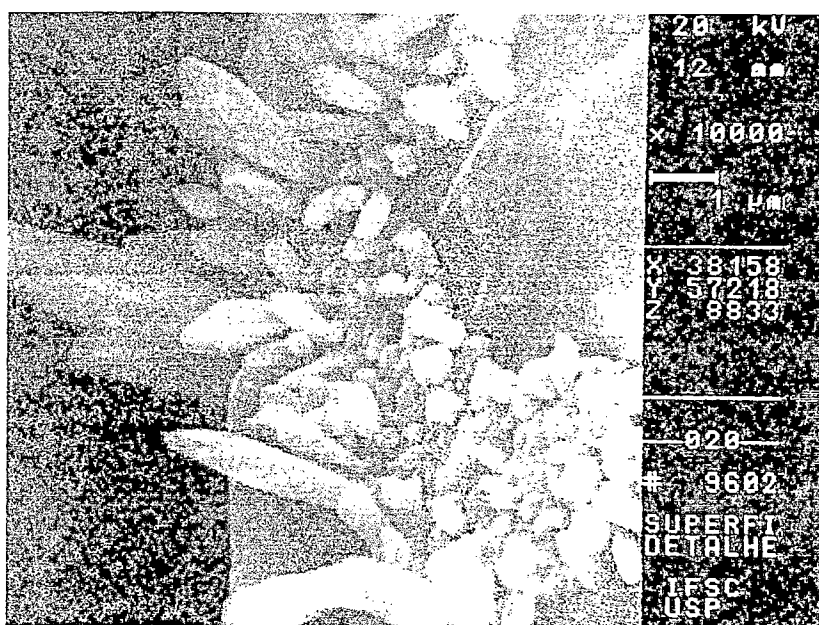


Figura 4.77 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 10.000 vezes da superfície do grânulo

Devido às peculiaridades encontradas-se é importante que se recomende que a microbiologia da manta de lodo seja detalhadamente estudada.

Quando os grânulos foram cortados, para investigação de seu interior, a maioria desses apresentou uma estrutura presumidamente orgânica, de cor amarelada e formato alongado. A imagem da Figura 4.78 mostra aspecto dessa estrutura ao aumento de 100 vezes.

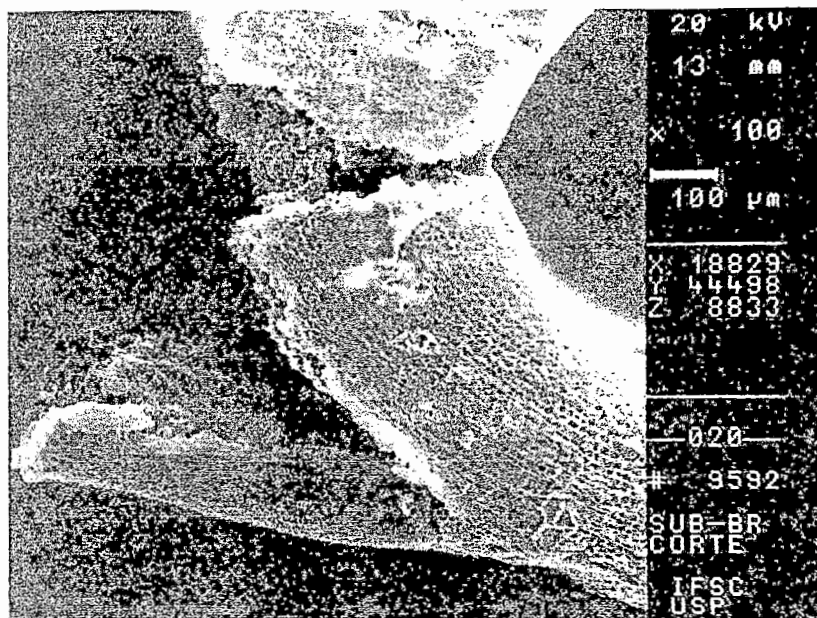


Figura 4.78 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 100 vezes da estrutura encontrada no interior dos grânulos

Realizando-se ensaio de EDX dessa estrutura polimérica encontra-se, principalmente, silício, fósforo, cálcio e enxofre. Observando-se a imagem da Figura 4.78, nota-se que existem vários cortes, provocados exclusivamente para a investigação do interior dessas estruturas, conforme mostra a fotografia eletrônica da Figura 4.79.

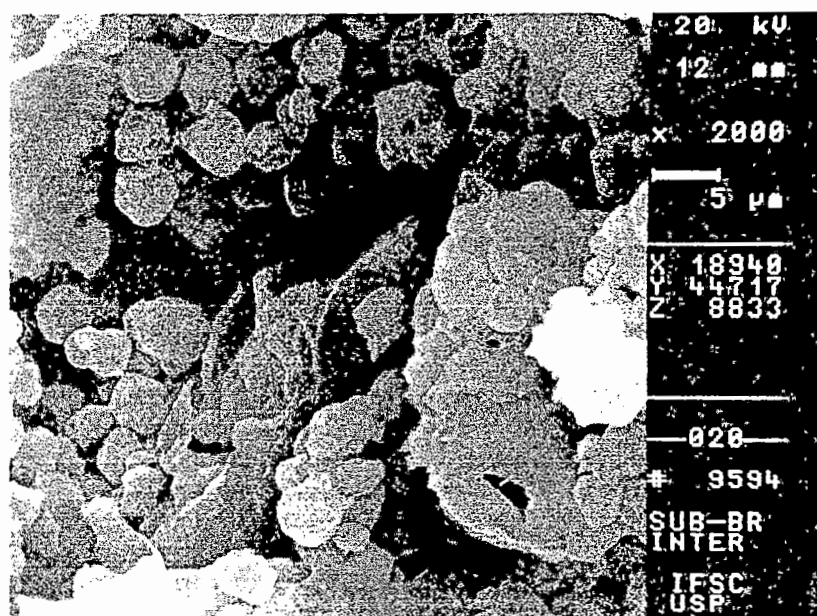


Figura 4.79 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 2.000 vezes do interior da estrutura encontrada dos grânulos

Conforme observado na imagem da Figura 4.79, ao aumento de 2.000 vezes, encontram-se no interior do grânulo colônias de bactérias tipo cocci.

Já o aumento de 5.000 vezes apresentado na imagem da Figura 4.80, mostra bactérias de morfologia semelhante à *Methanosaeta* (*Methanotrix*).

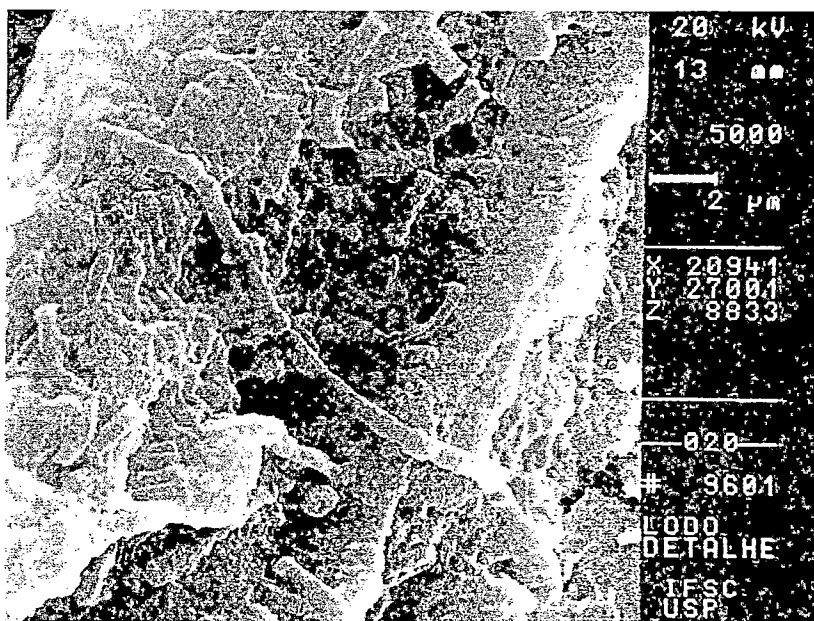


Figura 4.80 - Imagem de Microscopia Eletrônica ao aumento de 5.000 vezes do interior da estrutura encontrada dos grânulos

Considera-se extremamente importante a caracterização completa e detalhada do lodo formado no reator UASB. Talvez o conhecimento mais aprofundado dos grânulos e das populações presentes nesses possa elucidar vários aspectos do comportamento e desempenho do reator UASB.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Quanto à caracterização do esgoto sanitário, de maneira geral, pôde-se observar variação efetiva, com relação aos parâmetros analisados. Por tratar-se de esgoto sanitário de região central da cidade, notadamente recebendo, também, contribuições industriais e comerciais, as variações eram esperadas. Porém as variações encontradas foram mais acentuadas e freqüentes do que o esperado. As variações encontradas certamente representaram alguma dificuldade para a avaliação do desempenho do reator UASB, já que as amostragens realizadas para a avaliação do processo foram, em geral, semanais, e muitas respostas de desempenho encontradas, podem ser reflexo de situações isoladas, diretamente ligadas à variação do afluente. Observou-se que o esgoto sanitário é bastante concentrado, apresentando predominância de Proteínas, dentre os constituintes analisados. Observou-se, através da análise de variação de concentrações de alguns parâmetros, que podem ocorrer contribuições de águas pluviais na rede de esgoto.

Considerou-se que a partida do reator ocorreu nos primeiros cinco meses de operação, quando o mesmo passou a apresentar, de forma constante, boa eficiência na remoção de carga orgânica, mesmo com diminuição de TDH. As condições de operação durante o período de partida foram consideradas satisfatórias, sendo que o tempo de detenção hidráulico foi de 16 horas, o carregamento orgânico médio e a taxa de aplicação volumétrica média, foram de 23 kg DQO/d e 1,3 kg DQO/m³.d, respectivamente.

Através da experiência de partida do reator, acredita-se que, para as condições climáticas apresentadas em regiões semelhantes, mesmo tendo-se afluentes bastante variáveis em termos qualitativos, reatores que não tiverem condições de serem inoculados, terão condições de partida garantidas.

Durante o período de operação em condições de equilíbrio dinâmico, o TDH foi de 8 horas, o carregamento orgânico médio e a taxa de aplicação volumétrica média foram de

48 kg DQO/d e 2,7 kg DQO/m³.d, respectivamente. Apesar da taxa de aplicação volumétrica ser elevada para esgotos sanitários, o reator apresentou bom desempenho.

As eficiências médias de remoção de DQO foram, em geral, superiores a 70%, variando de 71 a 83%, para TDH de 8 horas. As eficiências médias de remoção de DQO filtrada foram superiores, variando de 80 a 91%. Esse foi um resultado importante, já que os baixos valores das concentrações de DQO filtrada no efluente indicam que, através da adoção de unidade de pós-tratamento que remova, em parte, a fração suspensa da DQO, pode-se obter efluentes de excelente qualidade. Justifica-se plenamente o estudo, já iniciado, de pós-tratamento do reator UASB, através de flotação.

As eficiências médias de remoção de DBO foram regularmente superiores a 74%, chegando a 85%. Esses valores são bastante significativos, em termos de confiabilidade de desempenho do sistema como um todo.

As eficiências médias de remoção de Carboidratos (80 a 93%) e Lipídios (75 a 94%) foram, em geral, superiores às eficiências médias de remoção de Proteínas (61 a 85%). Observou-se porcentagens superiores de Proteínas, nos afluentes e efluentes, em relação aos três constituintes avaliados. Acredita-se que a flotação de lodo observada durante o experimento esteja relacionada à característica protéica do esgoto sanitário.

A necessidade de se efetuarem limpezas periódicas da parte superior do reator, devido à ocorrência de flotação de lodo, gera a recomendação de se prever, no defletor de gás, possibilidade de abertura, para a remoção de lodo acumulado no interior desse dispositivo. A retirada de lodo flotado da superfície do reator, realizada no mês de setembro, provocou melhora evidente no desempenho geral do sistema.

A eficiência de remoção de Fosfato apresentada durante o processo biológico pode ser considerada excelente. De maio a novembro, quando foi monitorado esse parâmetro, as eficiências de remoção variaram de 31 a 78%.

Com relação aos ensaios realizados para a verificação do desempenho do processo durante uma semana e durante o dia, verificou-se que, para os parâmetros analisados, em geral, o efluente apresenta boas características. O reator assimila com facilidade as variações da carga orgânica afluente, tendo comportamento bastante uniforme durante o dia e durante a semana. Esse resultado é bastante importante, em termos de confiabilidade do processo.

Devido, principalmente, ao grande número de variáveis envolvidas na operação do reator, e à complexidade das respostas observadas durante os ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, o estabelecimento, neste trabalho, de modelos matemáticos parametrizados que pudessem ser utilizados no ajuste de curvas, ficou impossibilitado. Dessa forma optou-se por se fazer uma análise qualitativa dos dados, buscando-se não incorrer em erros de interpretação matemática.

Esperava-se que as respostas do reator às sobrecargas hidráulicas guardassem relações de similaridade bem definida. As diferenças encontradas nas curvas de resposta indicam que as condições da manta e leito de lodo (altura, densidade, etc.), eram diferentes em cada ensaio, evidenciando que essas condições podem ser determinantes na ocorrência de curtos-circuitos nos reatores UASB.

Quanto aos ensaios de respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, concluiu-se que o pulso de vazão, $2xQ$, provoca um pico inicial (em termos de aumento de DQO) de pequena intensidade, durante os primeiros quinze minutos. Esse pico deve estar refletindo arraste de sólidos do reator. O aumento de DQO continua, até o término do pulso de vazão aplicado. Portanto a aplicação de vazões duas vezes maiores que a vazão normal de operação provoca resposta através de aumento imediato de DQO, até que esse pulso seja interrompido.

O pulso de vazão, $1,5xQ$, não provoca resposta significativa e imediata no desempenho do processo, visto que pela manhã não ocorrem picos sistemáticos após a aplicação do pulso de vazão. Porém, observou-se efeito pequeno e persistente, verificado pelas DQO iniciais no período da tarde, apresentarem-se superiores às DQO iniciais pela manhã.

Devido aos resultados obtidos, ao longo de 14 meses de monitoramento contínuo do reator UASB, conclui-se que esse tipo de reator anaeróbico pode ser considerado alternativa tecnicamente viável, e confiável para o tratamento de esgotos sanitários, não apresentando respostas negativas significativas de desempenho devido às variações de sobrecargas orgânicas. No entanto, para reatores UASB, em que não estão previstas unidades de pós-tratamento, recomenda-se que se utilize alguma forma de amortização do pico de vazão do esgoto, evitando-se desta forma os efeitos negativos de sobrecargas hidráulicas.

Recomenda-se a continuidade de estudos, através da aplicação continuada de pulsos de vazão, pois acredita-se que seja possível a adaptação da população microbiana à situações de sobrecargas hidráulicas. Seria também interessante promover-se estudos que possibilitassem o conhecimento do regime hidrodinâmico do reator, talvez bastante influenciado pelos pulsos de vazão, já que observou-se durante os ensaios, através de análises de sólidos ao longo da altura do reator, movimentação da manta de lodo. Esses estudos também possibilitariam a identificação da influência de curtos-circuitos e zonas mortas nas respostas às sobrecargas hidráulicas.

A população microbiana formada apresenta características peculiares e interessantes, portanto, recomenda-se estudos posteriores a este trabalho, para a caracterização mais completa do lodo formado. Talvez o conhecimento mais aprofundado dos grânulos e das populações presentes nesses, possa elucidar vários aspectos do comportamento e desempenho do reator UASB.

**ANEXO I - TABELAS COMPLEMENTARES -
CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO**

Tabela I.1 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 1 - realizada em 04/10/95 -
Quarta-feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	07:00	09:00	11:00	13:00	15:00	17:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	864	716	736	698	692	566	712	96
STF (mg/L)	218	236	230	202	218	170	212	24
STV (mg/L)	646	480	506	496	474	396	500	82
SST (mg/L)	276	286	243	240	211	164	237	45
SSF (mg/L)	36	48	43	37	27	24	36	9
SSV (mg/L)	240	238	200	203	184	139	201	37
SDT (mg/L)	588	430	493	458	481	402	475	64
SDF (mg/L)	182	188	187	165	191	146	177	18
SDV (mg/L)	406	242	306	293	290	257	299	58
SÓL. SEDIM. (mL/L)	9,0	6,0	3,0	4,0	3,0	3,0	4,7	2,4
pH (mg/L)	7,2	6,9	6,9	6,7	6,7	6,7	6,9	0,2
DQO (mg/L)	852	895	822	699	681	810	793	85
DBO (mg/L)	485	727	426	449	425	480	499	115
DQO/DBO	1,8	1,2	1,9	1,6	1,6	1,7	1,6	0,2
N-TOTAL (mg/L)	120	68	43	47	41	46	61	31
N-Orgânico (mg/L)	84	33	21	23	24	28	36	24
N-Amonical (mg/L)	36	35	22	23	18	17	25	8
ALC. TOTAL (mg/L)	245	157	114	118	103	111	141	54
FOSFATO (mg/L)	29	22	21	19	18	13	20	5
LIPÍDIOS (mg/L)	2	3	3	3	4	3	3	<1
CARBOIDRATOS (mg/L)	34	64	38	50	53	34	45	12
PROTEÍNAS (mg/L)	401	368	309	321	307	382	348	41

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.2 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 2 - realizada em 17/10/95 - Terça-feira - Tempo Chuvoso

Parâmetro / Hora (h)	07:00	09:00	11:00	13:00	15:00	17:00	19:00	21:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	370	540	596	442	229	158	249	280	358	157
STF (mg/L)	108	188	106	134	95	90	141	110	122	32
STV (mg/L)	262	352	490	308	134	68	108	170	237	143
SST (mg/L)	210	145	155	175	160	105	120	125	149	34
SSF (mg/L)	50	60	60	90	50	40	55	65	59	15
SSV (mg/L)	160	85	95	85	110	65	65	60	91	33
SDT (mg/L)	160	395	441	267	69	53	129	155	209	145
SDF (mg/L)	58	128	46	44	45	50	86	45	63	30
SDV (mg/L)	102	267	395	223	24	3	43	110	146	137
SÓL. SEDIM. (mL/L)	4,0	5,0	3,0	3,0	1,5	2,0	2,0	1,5	2,8	1,3
pH (mg/L)	7,2	7,0	6,8	6,7	6,3	6,7	6,8	6,8	6,8	0,3
DQO (mg/L)	431	567	530	514	272	732	1207	395	581	286
DBO (mg/L)	259	296	294	337	130	377	698	208	325	169
DQO/DBO	1,7	1,9	1,8	1,5	2,1	1,9	1,7	1,9	1,8	0,2
N-TOTAL (mg/L)	92	73	51	38	19	51	51	47	53	22
N-Orgânico (mg/L)	36	32	29	26	12	35	32	27	29	8
N-Amonical (mg/L)	56	40	21	12	7	16	19	21	24	16
ALC. TOTAL (mg/L)	168	145	110	70	44	84	60	67	93	44
FOSFATO (mg/L)	17	22	18	10	6	12	13	11	14	5
LIPÍDIOS (mg/L)	2	3	3	2	2	2	3	2	2	<1
CARBOIDRATOS (mg/L)	59	75	110	117	65	115	109	39	86	30
PROTEÍNAS (mg/L)	378	474	525	374	225	444	532	275	403	112

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.3 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 3 - realizada em 19/10/95 - Quinta -feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	07:00	09:00	11:00	13:00	15:00	17:00	19:00	21:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	540	482	630	518	482	274	358	324	451	121
STF (mg/L)	184	268	360	204	276	118	112	118	205	90
STV (mg/L)	356	214	270	314	206	156	246	206	246	65
SST (mg/L)	191	210	310	200	185	180	155	175	201	47
SSF (mg/L)	32	35	50	20	30	70	25	35	37	16
SSV (mg/L)	159	175	260	180	155	110	130	140	164	45
SDT (mg/L)	349	272	320	318	297	94	203	149	250	92
SDF (mg/L)	152	233	310	184	246	48	87	83	168	92
SDV (mg/L)	197	39	10	134	51	46	116	66	82	62
SÓL. SEDIM. (mL/L)	6,0	7,0	6,5	6,5	6,0	3,5	3,3	2,0	5,1	1,9
pH (mg/L)	7,0	6,6	6,6	6,5	6,0	6,5	6,6	6,8	6,6	0,3
DQO (mg/L)	531	643	878	715	657	549	907	463	668	160
DBO (mg/L)	438	474	508	455	387	285	495	293	417	87
DQO/DBO	1,2	1,4	1,7	1,6	1,7	1,9	1,8	1,6	1,6	0,2
N-TOTAL (mg/L)	95	72	51	47	47	47	44	38	55	19
N-Orgânico (mg/L)	7	25	27	32	29	29	25	18	24	8
N-Amonical (mg/L)	88	47	24	16	18	18	20	20	31	25
ALC. TOTAL (mg/L)	211	140	151	102	145	92	105	107	132	39
FOSFATO (mg/L)	30	23	24	17	17	13	15	12	19	6
LIPÍDIOS (mg/L)	5	6	6	6	6	3	4	4	5	1
CARBOIDRATOS (mg/L)	95	87	102	96	46	84	38	47	74	26
PROTEÍNAS (mg/L)	689	591	525	439	309	481	267	281	448	154

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.4 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 4 - realizada em 31/10/95 - Terça e Quarta-feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	01:00	03:00	05:00	07:00	09:00	11:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	324	210	296	376	648	688	424	197
STF (mg/L)	131	131	174	152	232	294	186	65
STV (mg/L)	193	79	122	224	416	394	238	139
SST (mg/L)	80	44	15	122	280	359	150	138
SSF (mg/L)	14	13	2	12	43	55	23	21
SSV (mg/L)	66	31	13	110	237	304	127	118
SDT (mg/L)	244	166	281	254	368	329	274	71
SDF (mg/L)	117	118	172	140	189	239	163	47
SDV (mg/L)	127	48	109	114	179	90	111	43
SÓL. SEDIM. (mL/L)	1,5	0,9	0,3	3,0	6,0	6,0	3,0	3
pH (mg/L)	7,0	6,9	6,9	7,1	7,0	6,9	7,0	0,1
DQO (mg/L)	227	137	49	333	746	913	401	349
DBO (mg/L)	102	38	21	149	260	388	160	141
DQO/DBO	2,2	3,6	2,3	2,2	2,9	2,4	2,6	0,5
N-TOTAL (mg/L)	38	31	22	61	84	52	48	23
N-Orgânico (mg/L)	11	15	11	25	42	29	22	12
N-Amoniacal (mg/L)	27	16	10	36	42	23	26	12
ALC. TOTAL (mg/L)	129	77	67	152	199	135	126	49
LIPÍDIOS (mg/L)	1	1	<1	3	6	6	3	3
CARBOIDRATOS (mg/L)	17	7	7	59	76	88	43	36
PROTEÍNAS (mg/L)	144	72	93	402	380	469	260	176

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.5 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 5 - realizada em 26/11/95 - Domingo - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	08:30	10:30	12:00	14:00	16:00	18:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	916	1002	756	756	734	654	803	129
STF (mg/L)	194	222	194	184	206	130	188	31
STV (mg/L)	722	780	562	572	528	524	615	109
SST (mg/L)	330	345	250	195	200	250	262	63
SSF (mg/L)	40	50	25	20	15	15	28	14
SSV (mg/L)	290	295	225	175	185	235	234	51
SDT (mg/L)	586	657	506	561	534	404	541	85
SDF (mg/L)	154	172	169	164	191	115	161	26
SDV (mg/L)	432	485	337	397	343	289	381	71
SÓL. SEDIM. (mL/L)	7,0	6,0	4,0	2,5	3,0	1,5	4,0	2,1
pH (mg/L)	6,9	6,8	6,7	6,8	7,0	7,0	6,9	0,1
DQO (mg/L)	838	824	795	751	881	639	788	85
DBO (mg/L)	494	560	480	500	434	416	481	51
DQO/DBO	1,7	1,5	1,7	1,5	2,0	1,5	1,6	0,2
N-TOTAL (mg/L)	111	79	63	54	60	57	71	21
N-Orgânico (mg/L)	52	43	35	33	38	29	38	8
N-Amonical (mg/L)	58	36	28	21	22	28	32	14
ALC. TOTAL (mg/L)	230	167	126	112	118	124	146	46
ALC. À BICARB. (mg/L)	128	87	63	59	60	66	77	27
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	102	80	63	53	57	58	69	19
FOSFATO (mg/L)	32	29	26	17	18	16	23	7
SULFATO (mg/L)	16	n.d.	23	n.d.	n.d.	17	9	10
LIPÍDIOS (mg/L)	7	6	7	6	5	4	6	1
CARBOIDRATOS (mg/L)	97	80	106	80	58	45	77	23
PROTEÍNAS (mg/L)	664	598	534	502	442	507	541	79

D.P. = Desvio Padrão - n.d. = Não Detectado

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.6 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 6 - realizada em 30/11/95 -
Quinta-feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	07:30	09:00	11:00	13:00	15:00	17:00	19:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	742	2070	604	698	522	592	2010	1034	691
STF (mg/L)	196	518	222	192	228	126	254	248	126
STV (mg/L)	546	1552	382	506	294	466	1756	786	602
SST (mg/L)	400	320	110	210	85	70	155	193	125
SSF (mg/L)	40	10	20	35	35	20	15	25	12
SSV (mg/L)	360	310	90	175	50	50	140	168	124
SDT (mg/L)	342	1750	494	488	437	522	1855	841	660
SDF (mg/L)	156	508	202	157	193	106	239	223	133
SDV (mg/L)	186	1242	292	331	244	416	1616	618	569
SÓL. SEDIM. (mL/L)	8,5	5,0	3,0	4,0	2,5	2,0	2,0	3,9	2,3
pH (mg/L)	6,8	6,7	7,0	6,9	7,1	6,9	6,7	6,9	0,1
DQO (mg/L)	1021	700	699	838	589	647	594	727	155
DBO (mg/L)	515	388	377	433	367	363	303	392	66
DQO/DBO	2,0	1,8	1,9	1,9	1,6	1,8	2,0	1,8	0,1
N-TOTAL (mg/L)	120	79	51	51	44	47	47	63	28
N-Orgânico (mg/L)	69	43	30	30	27	28	28	36	15
N-Amoniacal (mg/L)	51	36	21	21	17	20	20	26	13
ALC. TOTAL (mg/L)	228	138	112	112	117	109	106	132	44
ALC. À BICARB. (mg/L)	112	71	60	64	77	59	55	71	19
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	116	68	51	48	40	50	51	61	26
FOSFATO (mg/L)	32	21	19	17	12	11	13	18	7
SULFATO (mg/L)	6	n.d.	5	n.d.	9	7	n.d.	4	4
LIPÍDIOS (mg/L)	7	6	5	7	5	4	5	5	1
CARBOIDRATOS (mg/L)	87	53	42	55	36	34	48	51	18
PROTEÍNAS (mg/L)	784	434	396	437	302	314	365	433	164

D.P. = Desvio Padrão n.d. = Não Detectado

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.7 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 7 - realizada em 07/12/95 -
Quarta-feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	07:30	09:30	11:30	13:30	15:30	17:30	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	832	688	848	694	710	628	733	87
STF (mg/L)	264	232	80	194	152	240	194	68
STV (mg/L)	568	456	768	500	558	388	540	130
SST (mg/L)	385	265	215	280	270	430	308	82
SSF (mg/L)	20	30	25	25	25	145	45	49
SSV (mg/L)	365	235	190	255	245	285	263	59
SDT (mg/L)	447	423	633	414	440	198	426	138
SDF (mg/L)	244	202	55	169	127	95	149	70
SDV (mg/L)	203	221	578	245	313	103	277	162
SÓL. SEDIM. (mL/L)	8,5	7,0	5,0	4,0	4,5	4,5	5,6	1,8
pH (mg/L)	7,0	6,5	6,6	6,7	6,8	6,4	6,7	0,2
DQO (mg/L)	819	761	758	822	641	848	775	75
DBO (mg/L)	503	422	405	478	373	444	438	48
DQO/DBO	1,6	1,8	1,9	1,7	1,7	1,9	1,8	0,1
N-TOTAL (mg/L)	111	70	57	57	54	47	66	23
N-Orgânico (mg/L)	43	38	35	35	33	33	36	4
N-Amoniacal (mg/L)	67	32	22	22	21	14	30	19
ALC. TOTAL (mg/L)	250	137	117	119	111	72	134	60
ALC. À BICARB. (mg/L)	154	62	56	62	58	27	70	43
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	96	75	61	57	53	46	65	18
FOSFATO (mg/L)	30	22	21	18	14	15	20	6
SULFATO (mg/L)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
LIPÍDIOS (mg/L)	8	8	8	8	7	7	8	<1
CARBOIDRATOS (mg/L)	97	77	67	66	50	60	70	16
PROTEÍNAS (mg/L)	577	485	359	389	300	384	416	99

D.P. = Desvio Padrão - n.d. = Não Detectado

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.8 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 8 - realizada em 12/12/95 -
Terça-feira - Tempo Chuvoso

Parâmetro / Hora (h)	08:30	10:30	14:00	16:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	910	946	884	668	852	125
STF (mg/L)	120	166	214	76	144	59
STV (mg/L)	790	780	670	592	708	95
SST (mg/L)	220	185	320	105	208	89
SSF (mg/L)	55	25	95	20	49	34
SSV (mg/L)	165	160	225	85	159	57
SDT (mg/L)	690	761	564	563	645	98
SDF (mg/L)	65	141	119	56	95	41
SDV (mg/L)	625	620	445	507	549	88
SÓL. SEDIM. (mL/L)	2,0	2,5	4,0	1,0	2,4	1,3
pH (mg/L)	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	0,0
DQO (mg/L)	445	423	548	332	437	89
DBO (mg/L)	285	202	347	231	266	64
DQO/DBO	1,6	2,1	1,6	1,4	1,7	0,3
N-TOTAL (mg/L)	47	38	38	28	38	8
N-Orgânico (mg/L)	30	24	25	16	24	6
N-Amoniacal (mg/L)	17	14	13	13	14	2
ALC. TOTAL (mg/L)	62	68	75	71	69	5
ALC. À BICARB. (mg/L)	33	38	39	42	38	4
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	30	30	36	28	31	3
FOSFATO (mg/L)	15	13	8	12	12	3
SULFATO (mg/L)	13	15	16	14	14	1
LIPÍDIOS (mg/L)	2	3	3	3	3	<1
CARBOIDRATOS (mg/L)	55	31	88	15	47	31
PROTEÍNAS (mg/L)	363	400	409	358	383	26

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.9 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 9 - realizada em 23/01/96 -
Terça-feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	07:30	09:30	11:30	13:30	15:30	17:30	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	643	646	581	817	557	728	662	97
STF (mg/L)	230	238	231	320	181	225	238	45
STV (mg/L)	413	408	350	497	376	503	425	63
SST (mg/L)	261	277	270	373	293	170	274	65
SSF (mg/L)	39	40	37	48	40	23	38	8
SSV (mg/L)	222	237	233	325	253	147	236	57
SDT (mg/L)	382	369	311	444	264	558	388	104
SDF (mg/L)	191	198	194	272	141	202	200	42
SDV (mg/L)	191	171	117	172	123	356	188	87
SÓL. SEDIM. (mL/L)	5,0	4,0	2,0	4,0	2,0	2,5	3,3	1,3
pH (mg/L)	7,3	7	6,9	6,8	6,7	6,6	6,9	0,2
DQO (mg/L)	690	789	712	889	780	928	798	94
DBO (mg/L)	516	592	436	683	514	431	529	96
DQO/DBO	1,3	1,3	1,6	1,3	1,5	2,2	1,5	0,3
N-TOTAL (mg/L)	95	70	54	51	63	57	64	17
N-Orgânico (mg/L)	49	37	28	30	40	37	37	8
N-Amonical (mg/L)	46	32	23	21	24	20	28	10
ALC. TOTAL (mg/L)	212	140	129	113	108	113	136	39
ALC. À BICARB. (mg/L)	122	87	71	55	62	53	75	26
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	90	52	59	58	46	60	61	15
FOSFATO (mg/L)	24	24	21	23	24	17	22	3
SULFATO (mg/L)	20	33	25	22	14	18	22	7
LIPÍDIOS (mg/L)	9	15	9	11	8	6	10	3
CARBOIDRATOS (mg/L)	169	125	47	75	40	42	83	53
PROTEÍNAS (mg/L)	591	535	262	296	218	227	355	165

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

**Tabela I.10 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 10 - realizada em
27/01/96 à 28/01/96 - Sábado e Domingo - Tempo Bom**

Parâmetro / Hora (h)	13:00	15:00	17:00	7:00	9:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	785	693	660	758	856	750	77
STF (mg/L)	213	186	156	199	196	190	21
STV (mg/L)	572	507	504	559	660	560	63
SST (mg/L)	250	240	190	270	280	246	35
SSF (mg/L)	27	27	13	43	47	31	14
SSV (mg/L)	223	213	177	227	233	215	22
SDT (mg/L)	535	453	470	488	576	504	50
SDF (mg/L)	186	159	143	156	149	159	17
SDV (mg/L)	349	294	327	332	427	346	50
SÓL. SEDIM. (mL/L)	2,5	1,5	1,0	4,0	2,5	2,3	1,2
pH (mg/L)	7,0	7,0	6,9	7,2	7,0	7,0	0,1
DQO (mg/L)	626	748	637	608	628	649	56
DBO (mg/L)	303	367	455	308	168	320	105
DQO/DBO	2,1	2,0	1,4	2,0	3,7	2,2	0,9
N-TOTAL (mg/L)	47	54	44	79	95	64	22
N-Orgânico (mg/L)	29	31	22	33	36	30	5
N-Amoniacal (mg/L)	18	23	22	46	58	34	18
ALC. TOTAL (mg/L)	103	110	113	187	178	138	41
ALC. À BICARB. (mg/L)	49	59	59	120	108	79	33
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	54	51	54	67	69	59	8
FOSFATO (mg/L)	16	16	15	25	25	20	5
SULFATO (mg/L)	24	18	21	12	19	19	4
LIPÍDIOS (mg/L)	6	6	5	3	5	5	1
CARBOIDRATOS (mg/L)	78	52	34	38	107	62	30
PROTEÍNAS (mg/L)	386	324	288	357	526	376	91

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

Tabela I.11 - Resultados da análise do esgoto sanitário - Amostra 11 - realizada em
28/02/96 à 29/02/96 - Quarta e Quinta-feira - Tempo Bom

Parâmetro / Hora (h)	21:00	22:00	23:00	0:00	1:00	MÉDIA	D.P.
ST (mg/L)	650	710	722	554	650	657	67
STF (mg/L)	144	158	120	142	64	126	37
STV (mg/L)	506	552	602	412	586	532	76
SST (mg/L)	230	133	143	137	113	151	45
SSF (mg/L)	30	13	17	13	10	17	8
SSV (mg/L)	200	120	126	124	103	135	38
SDT (mg/L)	420	577	579	417	537	506	82
SDF (mg/L)	114	145	103	129	54	109	35
SDV (mg/L)	306	432	476	288	483	397	94
SÓL. SEDIM. (mL/L)	1,5	1,8	1,8	1,6	1,7	1,7	0,1
pH (mg/L)	6,1	6,0	5,8	6,2	6,4	6,1	0,2
DQO (mg/L)	398	454	580	389	257	416	117
DBO (mg/L)	303	367	455	308	168	320	105
DQO/DBO	1,3	1,2	1,3	1,3	1,5	1,3	0,1
N-TOTAL (mg/L)	37	46	46	43	40	42	4
N-Orgânico (mg/L)	24	27	27	25	24	25	2
N-Amoniacal (mg/L)	13	19	19	18	16	17	3
ALC. TOTAL (mg/L)	66	80	73	92	91	81	11
ALC. À BICARB. (mg/L)	19	21	20	28	27	23	4
ALC. À AC. VOL. (mg/L)	47	59	54	65	64	58	7
FOSFATO (mg/L)	6	9	10	8	6	8	2
SULFATO (mg/L)	14	14	12	8	8	11	3
LIPÍDIOS (mg/L)	2	2	2	2	1	2	<1
CARBOIDRATOS (mg/L)	22	31	42	40	23	32	9
PROTEÍNAS (mg/L)	262	305	347	271	202	278	54

D.P. = Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento - EESC-USP

**ANEXO II - TABELAS COMPLEMENTARES - PARTIDA E
DESEMPENHO EM ESTADO DE EQUILÍBRIO
DINÂMICO**

Tabela II.1 - Ácidos Voláteis (mg/L) no afluente e pH nos afluente e efluente
janeiro a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	Ácidos Voláteis efl (mg/L)	pH afl	pH efl
jan.	3	40	6,5	6,6
	4	35	6,3	6,4
fev.	5	32	6,6	6,3
	6	34	6,3	6,3
	7	22	5,9	6,6
	8	17	6,0	6,2
	9	28	6,1	6,2
mar.	10	25	6,4	6,4
	11	30	6,4	6,5
	12	19	6,3	6,5
	13	17	6,5	6,7
abr.	14	25	6,4	6,9
	15	12	6,1	6,8
	16	20	6,7	7,0
	17	26	6,4	6,6
	18	22	6,9	6,7
mai.	19	19	6,9	6,6
	20	21	6,8	6,6
	21	14	7,0	6,7
	22	14	6,6	6,4
jun.	23	16	7,1	6,6
	24	22	6,5	6,4
	25	19	6,7	6,5
	26	14	6,6	6,6
jul.	27	20	6,7	6,5
	28	19	6,9	6,7
	29	17	6,6	6,5
	30	14	6,8	6,5
	31	16	6,8	6,5
ago.	32	23	6,6	6,5
	33	34	6,6	6,4
	34	48	6,5	6,7
	35	37	6,5	6,7
set.	36	36	6,8	6,9
	37	28	7,0	6,8
	38	34	7,0	6,7
	39	33	6,8	6,8
out.	41	68	6,9	7,0
	43	37	6,9	6,8
nov.	45	53	6,9	6,7
	47	62	6,9	7,0
Média		27	6,6	6,6
Desvio Padrão		13	0,3	0,2

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.2 - DQO (mg/L) nos afluente e efluente, DQO filtrada (mg/L) no efluente, Relação entre DQO fil efluente e DQO efluente e Eficiências de Remoção (%) - janeiro a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	Eficiência de Remoção de DQO (%)	DQOfil. efl (mg/L)	DQOfil efl/DQO efl	Eficiência de Remoção de DQOfil (%)
jan.	3	812	372	54	100	0,27	88
	4	711	416	41	181	0,44	75
fev.	5	987	361	63	139	0,39	86
	6	879	382	56	296	0,77	66
	7	-	-		188		
	8	-	-		108		
	9	1002	210	79	130	0,42	87
mar.	10	1142	156	86	107	0,69	91
	11	900	107	88	107	1,00	88
	12	1020	239	77	83	0,35	92
	13	781	166	79	107	0,64	86
abr.	14	1136	185	84	69	0,37	94
	15	1092	160	85	125	0,78	89
	16	817	138	83	68	0,49	92
	17	826	285	65	68	0,24	92
	18	739	268	64	89	0,33	88
mai.	19	1036	240	77	128	0,53	88
	20	843	145	83	97	0,67	88
	21	720	152	79	71	0,47	90
	22	845	205	76	75	0,37	91
jun.	23	841	159	81	85	0,53	90
	24	883	266	70	130	0,49	85
	25	875	209	76	113	0,54	87
	26	932	176	81	75	0,43	92
jul.	27	845	172	80	83	0,48	90
	28	870	160	82	75	0,47	91
	29	918	239	74	104	0,44	89
	30	851	205	76	87	0,42	90
	31	733	127	83	47	0,37	94
ago.	32	977	255	74	107	0,42	89
	33	953	252	74	97	0,38	90
	34	1316	353	73	130	0,37	90
	35	1104	229	79	113	0,49	90
set.	36	753	211	72	94	0,45	88
	37	586	188	68	78	0,41	87
	38	859	257	70	90	0,35	90
	39	939	250	73	71	0,28	92
out.	41	851	161	81	71	0,44	92
	43	862	194	77	78	0,40	91
nov.	45	926	142	85	61	0,43	93
	47	787	171	78	91	0,53	88
Média		896	220	75	103	0,48	89
Desvio Padrão		140	75	9	83	0,15	5

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP (- Sem Resultado)

Tabela II.3 - DBO (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%)
- janeiro a setembro 1996

Mês	Semana (1996)	DBO afl (mg/L)	DBO efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
jan.	3	538	204	62
	4	560	285	49
fev.	5	643	161	75
	6	693	268	61
	7	682	206	70
	9	734	81	89
mar.	10	1182	75	94
	11	688	174	75
	12	693	212	69
	13	755	88	88
abr.	14	876	140	84
	15	912	154	83
	16	668	100	85
	17	653	278	57
	18	614	241	61
Mai.	19	935	145	84
	20	354	144	59
	21	452	58	87
	22	545	115	79
Jun.	23	834	84	90
	25	680	133	80
	26	814	141	83
Jul.	27	655	155	76
	28	578	112	81
	29	498	213	57
	31	617	113	82
go.	32	798	222	72
	33	846	223	74
	35	868	181	79
set.	36	446	96	78
	37	456	152	67
	38	656	182	72
Média		688	160	75
Desvio Padrão		168	60	11

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.4 - Sólidos Totais (ST) afluente e efluente e Eficiências de Remoção - fevereiro a setembro 1996

Mês	Semana (1996)	ST afl (mg/L)	ST efl (mg/L)	Eficiências de Remoção de ST (%)
fev.	5	914	176	81
	6	614	270	56
	7	1856	358	81
	8	1170	404	65
	9	804	392	51
mar.	10	998	320	68
	11	668	398	40
	12	748	378	49
	13	524	264	50
abr.	14	726	236	67
	15	950	358	62
	16	1004	212	79
	17	510	274	46
	18	552	320	42
mai.	19	696	312	55
	20	732	296	60
	21	664	272	59
	22	518	200	61
jun.	23	536	182	66
	24	712	270	62
	25	522	158	70
	26	594	200	66
jul.	27	616	202	67
	28	498	212	57
	29	534	95	82
	30	544	204	63
	31	638	186	71
ago.	32	576	204	65
	33	636	326	49
	34	580	150	74
	35	558	288	48
set.	36	452	226	50
	37	392	142	64
	38	466	232	50
	39	540	294	46
Média		687	257	61
Desvio Padrão		269	79	11

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.5 - Sólidos Suspensos Totais (SST) afluente e efluente e Eficiências de Remoção - fevereiro a setembro 1996

Mês	Semana (1996)	SST afl (mg/L)	SST efl (mg/L)	Eficiências de Remoção de SST (%)
fev.	5	239	124	48
	6	204	142	30
	7	1478	17	99
	8	320	28	91
	9	179	44	75
mar.	10	582	32	95
	11	360	69	81
	12	395	94	76
	13	130	29	78
abr.	14	342	40	88
	15	522	26	95
	16	190	36	81
	17	238	63	74
	18	219	64	71
mai.	19	243	65	73
	20	259	50	81
	21	236	44	81
	22	239	52	78
jun.	23	224	41	82
	24	409	46	89
	25	244	51	79
	26	262	46	82
jul.	27	231	45	81
	28	462	90	81
	29	319	45	86
	30	243	66	73
	31	294	154	48
ago.	32	89	54	39
	33	255	63	75
	34	325	80	75
	35	376	50	87
set.	36	225	31	86
	37	179	39	78
	38	236	96	59
	39	126	98	22
Média		311	60	75
Desvio Padrão		229	32	18

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.6 - Nitrogênio Total (N-Total) Nitrogênio Amoniacal (N am) e Nitrogênio Orgânico (N org) - (mg/L) nos afluente e efluente - janeiro a novembro 1996

Mês	Semana (19 96)	N-Total afl (mg/L)	N am. afl (mg/L)	N org. afl (mg/L)	N-Total efl (mg/L)	N am. efl (mg/L)	N org. efl (mg/L)
jan.	3	174	39	135	110	22	88
	4	101	33	68	79	26	53
fev.	5	79	41	38	41	31	10
	6	54	30	23	47	29	18
	7	95	33	62	53	43	10
	8	77	30	47	68	30	37
	9	55	27	28	55	32	24
mar.	10	92	36	57	49	38	1
	11	68	39	29	55	32	24
	12	68	30	38	58	38	20
	13	49	34	15	40	40	0
abr.	14	46	23	24	43	33	10
	15	40	21	19	40	36	4
	16	99	54	44	40	33	7
	17	43	34	9	43	40	3
	18	52	40	12	43	43	0
mai.	19	58	47	11	43	34	9
	20	105	33	72	46	37	9
	21	83	48	35	99	35	64
	22	77	54	23	37	31	6
jun.	23	86	39	47	52	28	24
	24	74	40	34	43	40	3
	25	65	45	20	40	31	9
	26	68	48	20	37	28	9
jul.	27	62	45	17	34	28	6
	29	71	47	24	34	28	5
	30	71	47	24	37	25	12
	31	74	49	25	40	32	8
ago.	32	74	44	30	34	32	2
	33	71	44	27	40	33	7
	34	37	31	6	52	49	3
	35	62	38	23	55	38	17
	36	46	35	12	34	29	5
set.	37	43	35	8	18	18	0
	38	46	40	7	31	29	2
	39	52	40	13	40	29	12
	41	70	41	28	28	27	2
out.	43	79	42	37	37	28	8
	45	55	31	25	31	27	4
nov.	47	62	45	16	24	18	6
Desvio Padrão		70	39	31	46	32	14
		24	8	23	18	6	18

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.7 - Alcalinidade Total (Alc. Total), Alcalinidade à Bicarbonato (Alc. Bic.) e Alcalinidade à Ácidos Voláteis (Alc.Ac. V.) - (mgCaCO₃/L) Afluentes e Efluentes - janeiro a novembro 1996

Mês	Semana	Alc.Total afl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Bic. afl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Ac.V. afl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Total efl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Bic. efl (mg CaCO ₃ /L)	Alc.Ac.V. efl (mg CaCO ₃ /L)
jan.	4	107	38	68	127	54	73
fev.	5	156	67	89	163	77	86
	6	107	48	59	143	63	80
	7	117	13	104	235	122	113
	8	136	15	122	214	77	136
	9	88	19	69	170	71	99
mar.	10	92	36	57	49	38	11
	11	68	39	29	55	32	24
	12	68	30	38	58	38	20
	13	49	34	15	40	40	0
abr.	14	107	39	69	188	113	75
	15	93	36	57	182	114	68
	16	84	82	2	221	199	22
	17	143	61	82	208	107	100
	18	143	78	64	215	125	91
mai.	19	175	91	84	194	113	81
	20	168	84	84	189	122	67
	21	160	69	91	184	107	76
	22	187	90	97	185	98	87
jun.	23	155	123	32	158	116	42
	24	118	56	62	245	142	102
	25	222	117	105	218	115,	103
	26	224	106	118	168	99	69
jul.	27	199	71	128	179	99	81
	28	249	127	122	220	137	83
	29	212	100	113	181	114	67
	30	225	107	117	165	99	66
	31	235	106	129	167	104	63
ago.	32	204	95	109	250	134	116
	33	224	103	121	235	124	110
	34	180	60	119	274	163	111
	35	224	95	129	285	199	86
set.	36	202	112	90	204	157	46
	37	161	105	56	129	92	36
	38	251	142	109	273	190	82
	39	210	98	112	231	150	81
out.	41	250	139	111	176	131	45
	43	251	146	105	202	169	32
nov.	45	250	139	111	176	131	45
	47	230	137	94	175	139	36
Média		168	81	87	183	113	70
Desvio Padrão		61	39	33	58	42	32

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.8 - Concentrações de Fosfato (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	Fosfato afl (mg/L)	Fosfato efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	19	23	16	30
	20	25	13	47
	21	51	23	54
	22	21	9	59
jun.	23	20	9	56
	24	23	10	54
	25	21	13	40
	26	21	7	64
jul.	27	22	8	64
	28	24	14	43
	29	25	11	54
	30	22	8	62
	31	22	8	62
ago.	32	23	14	38
	33	25	13	46
	34	22	18	19
	35	16	14	14
set.	36	14	12	19
	37	15	6	58
	38	23	18	22
	39	24	15	37
out.	41	25	10	62
	43	21	10	51
nov.	45	17	4	76
	47	16	3	80
Média		22	11	48
Desvio Padrão		7	5	17

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.9 - Concentrações de Sulfato (mg/L) nos afluentes e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	Sulfato afl (mg/L)	Sulfato efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	19	13	5	59
	20	28	12	55
	21	44	12	73
	22	51	12	76
jun.	23	17	n.d.	100
	24	8	n.d.	100
	25	4	n.d.	100
	26	14	n.d.	100
jul.	27	9	n.d.	100
	28	4	2	55
	29	20	n.d.	100
	30	7	4	38
	31	4	n.d.	100
ago.	32	4	n.d.	100
	33	4	n.d.	100
	34	22	n.d.	100
set.	36	1	n.d.	100
	38	0	n.d.	100
	39	1	n.d.	82
out.	41	7	n.d.	96
	43	1	n.d.	100
nov.	45	10	n.d.	100
	47	7	n.d.	100
Média		11	2	90
Desvio Padrão		12	4	17

n.d. - não detectado

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.10 - Concentrações de Carboidratos (mg/L) nos afluentes e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	Carboidratos afl (mg/L)	Carboidratos efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	19	58	12	79
	20	50	8	84
	21	48	9	81
	22	55	12	77
jun.	23	65	7	89
	24	151	12	92
	25	92	12	86
	26	77	14	81
jul.	27	76	15	80
	28	81	8	91
	29	113	16	86
	30	89	11	87
	31	57	14	76
ago.	32	94	16	83
	33	65	13	80
	34	128	23	82
	35	76	9	88
set.	36	47	5	89
	37	93	10	89
	38	68	15	77
	39	58	10	82
out.	41	76	5	93
	43	60	5	92
nov.	45	83	3	96
	47	50	2	95
Média		77	11	85
Desvio Padrão		26	5	6

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.11. - Concentrações de Proteínas (mg/L) nos afluentes e efluentes, e Eficiências de Remoção (%) - maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	Proteínas afl (mg/L)	Proteínas efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	19	788	163	79
	20	337	69	79
	21	349	105	70
	22	356	80	77
jun.	23	319	41	87
	24	702	213	70
	25	801	221	72
	26	734	167	77
jul.	27	454	120	73
	28	496	169	66
	29	508	110	78
	30	570	111	80
	31	303	n.d.	100
ago.	32	551	194	65
	33	471	193	59
	34	380	206	46
	35	670	395	41
set.	36	540	312	42
	37	552	164	70
	38	585	210	64
	39	504	166	67
out.	41	470	72	83
	43	376	59	84
nov.	45	494	75	85
	47	378	68	82
Média		507	147	72
Desvio Padrão		143	88	14

n.d. - não detectado

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.12 - Concentrações de Lipídios (mg/L) nos afluente e efluente, e Eficiências de Remoção (%) maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	Lipídios Afl (mg/L)	Lipídios Efl (mg/L)	Eficiências de Remoção (%)
mai.	19	2	n.d.	100
	20	7	<1	91
	21	6	<1	91
	22	5	n.d.	100
jun.	23	5	<1	89
	24	11	1	91
	25	6	1	81
	26	5	<1	87
jul.	27	5	<1	86
	28	5	<1	84
	29	5	1	78
	30	5	1	78
	31	5	<1	83
ago.	32	5	1	78
	33	4	1	72
	34	3	1	65
	35	6	1	81
set.	36	4	<1	81
	37	2	<1	77
	38	4	1	64
	39	4	<1	78
out.	41	5	1	80
	43	6	1	78
nov.	45	4	<1	87
	47	3	<1	80
Média		5	<1	82
Desvio Padrão		2	<1	9

n.d. - não detectado

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.13 - DQO, Concentrações e Somatória de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) no afluente - maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	DQO afl (mg/L)	Carboidratos afl (mg/L)	Proteínas afl (mg/L)	Lipídios afl. (mg/L)	Carboid. + Prot. + Lip. afl (mg/L)
mai.	19	1036	58	788	3	849
	20	843	50	337	7	394
	21	720	48	349	6	403
	22	845	55	356	8	416
jun.	23	841	65	319	5	389
	24	883	151	702	11	864
	25	875	92	801	6	900
	26	932	77	734	5	815
jul.	27	845	76	454	5	536
	28	870	81	496	5	582
	29	918	113	508	5	626
	30	851	89	570	5	663
	31	733	57	303	5	366
ago.	32	977	94	551	5	649
	33	953	65	471	4	540
	34	1316	128	380	3	511
	35	1104	76	670	6	751
set.	36	753	47	540	3	591
	37	586	93	552	2	647
	38	859	68	585	4	656
	39	939	58	504	4	567
out.	41	851	76	470	5	551
	43	862	60	376	6	442
nov.	45	926	83	494	4	581
	47	787	50	378	3	432
Média		884	77	507	5	589
Desvio Padrão		138	26	143	2	156

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.14 - DQO, Concentrações e Somatória de Proteínas, Carboidratos e Lipídios (mg/L) no efluente - maio a novembro 1996

Mês	Semana (1996)	DQO efl (mg/L)	Carboidratos Eel (mg/L)	Proteínas efl (mg/L)	Lipídios efl. (mg/L)	Carboid. + Prot. + Lip. efl (mg/L)
mai.	19	240	12	163	n.d.	176
	20	145	8	69	<1	78
	21	152	9	105	<1	114
	22	205	12	80	n.d.	92
jun.	23	159	7	41	<1	48
	24	266	12	213	1	226
	25	209	12	221	1	235
	26	176	14	167	<1	182
jul.	27	172	15	120	<1	136
	28	160	8	169	<1	178
	29	239	16	110	1	127
	30	205	11	111	1	123
	31	127	14	n.d.	<1	14
ago.	32	255	16	194	1	211
	33	252	13	193	1	207
	34	353	23	206	1	230
	35	229	9	395	1	405
set.	36	211	5	312	<1	318
	37	188	10	164	<1	175
	38	257	15	210	1	226
	39	250	10	166	<1	177
out.	41	161	5	72	1	78
	43	194	5	59	1	65
nov.	45	142	3	75	<1	79
	47	171	2	68	<1	71
Média		205	11	147	<1	159
Desvio Padrão		52	5	88	<1	89

n.d. - não detectado

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP

Tabela II.15 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Abril 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
16/04/96	18:15	1,300		
17/04/96	16:43	7,170	0,258	6,201
18/04/96	17:19	13,265	0,248	5,946
19/04/96	16:47	18,305	0,215	5,154
20/04/96	10:55	21,105	0,154	3,707
21/04/96	09:50	25,400	0,187	4,497
22/04/96	16:25	31,305	0,193	4,634
23/04/96	16:50	35,850	0,186	4,467
24/04/96	17:25	40,432	0,186	4,474
25/04/96	07:54	43,305	0,198	4,762
26/04/96	18:04	51,880	0,259	6,204
27/04/96	10:00	54,735	0,179	4,301
28/04/96	08:30	60,175	0,242	5,803
29/04/96	17:05	68,335	0,250	6,011
30/04/96	20:00	74,573	0,232	5,561
Média - Abr.			0,213	5,123

Tabela II.16 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Maio 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/05/96	11:55	77,585	0,189	4,541
02/05/96	15:45	84,365	0,244	5,847
03/05/96	10:30	87,250	0,154	3,693
04/05/96	12:35	93,581	0,394	9,449
05/05/96	10:30	98,880	0,242	5,802
06/05/96	12:40	104,294	0,207	4,965
07/05/96	20:00	111,940	0,244	5,857
08/05/96	16:00	117,020	0,254	6,096
09/05/96	17:10	122,946	0,235	5,651
10/05/96	10:30	126,125	0,183	4,403
11/05/96	10:20	131,678	0,233	5,593
12/05/96	10:43	136,806	0,210	5,048
13/05/96	17:53	145,695	0,285	6,844
14/05/96	20:00	152,820	0,273	6,547
15/05/96	11:30	156,515	0,238	5,721
16/05/96	10:55	162,650	0,262	6,287
17/05/96	15:10	170,011	0,261	6,254
18/05/96	11:55	174,730	0,227	5,458
19/05/96	09:25	179,641	0,228	5,482
20/05/96	17:15	186,672	0,221	5,301
21/05/96	20:00	193,635	0,260	6,247
22/05/96	15:00	197,995	0,229	5,507
23/04/96	15:00	203,550	0,231	5,555
24/05/96	11:30	208,534	0,243	5,835
25/05/96	10:30	214,390	0,255	6,111
26/05/96	12:10	220,317	0,231	5,541
27/05/96	17:40	226,530	0,211	5,055
28/05/96	20:00	232,010	0,208	4,995
29/05/96	17:40	236,632	0,213	5,119
30/05/96	17:45	242,115	0,228	5,465
31/05/96	17:55	247,545	0,225	5,392
Média - Mai.			0,236	5,666

Tabela II.17 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Junho 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/06/96	13:30	250,880	0,170	4,088
02/06/96	10:40	254,220	0,158	3,786
03/06/96	10:35	258,849	0,194	4,644
04/06/96	09:45	263,765	0,212	5,092
05/06/96	11:30	267,990	0,164	3,938
06/06/96	11:10	272,465	0,189	4,537
07/06/96	10:50	277,220	0,201	4,821
08/06/96	11:30	281,370	0,168	4,037
09/06/96	12:05	285,518	0,169	4,050
10/06/96	17:00	291,383	0,203	4,867
11/06/96	17:00	295,687	0,179	4,304
12/06/96	17:00	299,775	0,170	4,088
13/06/96	17:00	304,885	0,213	5,110
14/06/96	17:00	310,110	0,218	5,225
15/06/96	17:00	315,480	0,224	5,370
16/06/96	17:00	321,010	0,230	5,530
17/06/96	13:00	324,363	0,168	4,024
18/06/96	09:00	327,710	0,167	4,016
19/06/96	13:30	333,399	0,200	4,791
20/06/96	09:15	336,847	0,175	4,190
21/06/96	17:50	343,595	0,207	4,971
22/06/96	09:35	346,361	0,176	4,215
23/06/96	09:10	351,671	0,225	5,405
24/06/96	17:06	355,300	0,114	2,728
25/06/96	09:00	358,454	0,198	4,761
26/06/96	09:00	362,518	0,169	4,064
27/06/96	14:30	366,595	0,138	3,317
28/06/96	14:55	370,155	0,146	3,499
29/06/96	11:05	373,255	0,154	3,689
30/06/96	10:30	377,460	0,180	4,309
Média - Jun.			0,183	4,382

Tabela II.18 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Julho 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/07/96	17:15	383,375	0,192	4,617
02/07/96	09:00	386,130	0,175	4,198
03/07/96	11:35	392,258	0,231	5,533
04/07/96	17:45	397,785	0,183	4,397
05/07/96	17:55	405,555	0,321	7,715
06/07/96	09:15	408,496	0,192	4,604
07/07/96	11:15	413,819	0,205	4,914
08/07/96	16:00	419,152	0,185	4,452
09/07/96	09:00	422,370	0,189	4,543
10/07/96	09:00	426,079	0,155	3,709
11/07/96	09:30	429,790	0,151	3,635
12/07/96	17:55	435,956	0,190	4,564
13/07/96	10:55	437,916	0,115	2,768
14/07/96	09:50	442,341	0,193	4,634
15/07/96	10:50	446,870	0,181	4,348
16/07/96	09:00	451,351	0,202	4,851
16/07/96	09:00	455,591	0,177	4,240
18/07/96	09:00	459,835	0,177	4,244
19/07/96	17:00	464,577	0,148	3,557
20/07/96	14:00	468,345	0,179	4,306
21/07/96	11:00	472,111	0,179	4,304
22/07/96	08:35	475,880	0,175	4,192
23/07/96	09:05	480,402	0,185	4,430
24/07/96	16:45	484,690	0,135	3,250
25/07/96	11:45	487,958	0,172	4,128
26/07/96	08:20	491,236	0,159	3,823
27/07/96	11:30	494,577	0,123	2,951
28/07/96	11:30	498,248	0,153	3,671
29/07/96	14:10	501,920	0,138	3,304
30/07/96	09:00	504,818	0,154	3,694
31/07/96	09:00	507,877	0,127	3,059
Média Jul.			0,176	4,214

Tabela II.19 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Agosto 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/08/96	10:30	510,937	0,120	2,880
02/08/96	15:15	515,536	0,160	3,839
03/08/96	15:00	518,390	0,120	2,884
04/08/96	10:30	521,245	0,146	3,514
05/08/96	17:00	527,209	0,194	4,662
06/08/96	09:00	529,965	0,172	4,134
07/08/96	16:10	533,973	0,129	3,086
08/08/96	17:00	537,173	0,129	3,093
09/08/96	09:00	540,100	0,183	4,391
10/08/96	09:00	542,390	0,095	2,290
11/08/96	10:15	544,690	0,091	2,186
12/08/96	13:00	547,660	0,111	2,665
13/08/96	13:00	550,629	0,124	2,969
Medidor de biogás em manutenção				
21/08/96	15:15	551,315		
22/08/96	11:00	553,883	0,130	3,121
23/08/96	15:00	556,161	0,081	1,953
24/08/96	11:05	559,482	0,165	3,969
25/08/96	15:30	563,617	0,145	3,492
26/08/96	11:20	567,390	0,190	4,566
27/08/96	13:00	571,719	0,169	4,047
28/08/96	11:00	574,598	0,131	3,141
29/08/96	07:45	577,477	0,139	3,330
30/08/96	09:45	581,720	0,163	3,917
31/08/06	09:00	586,504	0,206	4,938
Média Ago.			0,143	3,438

Tabela II.20 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Setembro 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/09/96	17:05	591,842	0,166	3,994
02/09/96	13:00	595,768	0,197	4,730
03/09/96	08:45	599,450	0,186	4,474
04/09/96	14:00	602,742	0,113	2,701
05/09/96	17:45	606,470	0,134	3,224
06/09/96	16:45	608,670	0,096	2,296
07/09/96	11:20	610,870	0,118	2,842
08/09/96	11:00	612,817	0,082	1,974
09/09/96	11:00	614,624	0,075	1,807
10/09/96	08:45	616,431	0,083	1,994
11/09/96	18:00	620,830	0,132	3,175
12/09/96	13:00	623,638	0,148	3,547
13/09/96	09:35	626,935	0,160	3,845
14/09/96	09:30	629,976	0,127	3,051
15/09/96	11:00	633,017	0,119	2,862
16/09/96	08:20	636,586	0,167	4,016
17/09/96	13:00	641,525	0,172	4,134
18/09/96	17:10	645,460	0,140	3,353
19/09/96	17:25	648,263	0,116	2,774
20/09/96	09:15	650,303	0,129	3,093
21/09/96	11:00	655,228	0,191	4,590
22/09/96	11:55	658,749	0,141	3,391
23/09/96	17:38	665,173	0,216	5,188
24/09/96	09:04	667,616	0,158	3,800
25/09/96	17:20	674,613	0,217	5,204
26/09/96	13:00	678,683	0,207	4,966
27/09/96	11:05	682,893	0,191	4,576
Reator Parado Para Limpeza até 01/10/96				
Média Set.			0,148	3,541

Tabela II.21 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Outubro 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/10/96	17:30	685,227		
02/10/96	15:50	688,276	0,137	3,277
03/10/96	12:00	691,344	0,152	3,651
04/10/96	13:00	694,612	0,131	3,137
05/10/96	10:00	697,780	0,151	3,621
06/10/96	13:00	700,892	0,115	2,766
07/10/96	17:30	704,005	0,109	2,621
08/10/96	09:00	706,100	0,135	3,244
09/10/96	17:20	710,348	0,131	3,153
10/10/96	08:20	711,945	0,106	2,555
11/10/96	09:00	713,780	0,074	1,785
12/10/96	10:45	715,652	0,073	1,745
13/10/96	08:35	717,750	0,096	2,307
14/10/96	08:10	720,100	0,100	2,392
15/10/96	14:10	723,315	0,107	2,572
16/10/96	17:17	727,414	0,151	3,627
17/10/96	14:15	730,417	0,143	3,437
18/10/96	08:23	733,365	0,163	3,902
19/10/96	10:06	738,357	0,194	4,658
20/10/96	10:45	742,594	0,172	4,125
21/10/96	17:50	748,130	0,178	4,275
22/10/96	18:20	752,621	0,183	4,399
23/10/96	13:00	756,005	0,181	4,350
24/10/96	08:03	758,609	0,137	3,281
25/10/96	12:00	763,535	0,176	4,230
26/10/96	10:44	766,707	0,140	3,349
27/10/96	10:47	768,766	0,086	2,055
28/10/96	16:30	773,245	0,151	3,617
29/10/96	20:00	779,147	0,215	5,151
30/10/96	16:10	783,747	0,228	5,473
31/10/96	20:00	791,124	0,265	6,362
Média Out.			0,146	3,504

Tabela II.22 - Produção Média Horária e Diária de Biogás - Novembro 1996

Data	Hora	Leitura	Produção horária (m ³ /h)	Produção diária (m ³ /d)
01/11/96	11:50	793,540	0,153	3,663
02/11/96	12:30	797,250	0,150	3,609
03/11/96	13:40	800,977	0,148	3,554
04/11/96	16:10	804,775	0,143	3,440
05/11/96	20:00	809,574	0,172	4,139
06/11/96	18:10	813,280	0,167	4,012
07/11/96	20:00	818,873	0,217	5,197
08/11/96	17:05	822,682	0,181	4,337
09/11/96	17:55	828,355	0,228	5,483
10/11/96	15:00	831,720	0,160	3,831
11/11/96	08:45	835,090	0,190	4,557
12/11/96	20:00	844,514	0,267	6,416
13/11/96	19:00	850,335	0,253	6,074
14/11/96	18:40	856,156	0,246	5,902
15/11/96	16:00	858,105	0,091	2,193
16/11/96	13:45	860,060	0,090	2,157
17/11/96	11:20	862,012	0,090	2,171
18/11/96	07:20	863,965	0,098	2,344
19/11/96	08:55	869,174	0,204	4,887
20/11/96	17:50	874,343	0,157	3,768
Média Nov.			0,170	4,087

**ANEXO III - TABELAS COMPLEMENTARES - ENSAIOS DE
RESPOSTAS DINÂMICAS ÀS SOBRECARGAS
HIDRÁULICAS**

Tabela III.1 - Resultados de Análises -Ensaio 1 (08/08/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 1 - 2 x Q - 08/08/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. Afl (mg/L)	Ác. Vol Efl (mg/L)
09:00	1093	283	416	113	113	25
09:15		311		113		25
09:30		315		204		49
09:45		405		104		26
10:00	890	567	337	118	76	39
10:30		434		150		26
11:00		323		98		57
11:30		237		54		25
12:00		281		114		48
12:30		286		99		29
13:00		241		93		31
Médias	992	335	377	115	95	35
D. P.	144	98	56	37	26	12

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.2 - Resultados de Análises -Ensaio 2 (13/08/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 2 - 2 x Q - 13/08/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	953	252	332	97	119	36
09:15		341		107		50
09:30		321		171		68
09:45		394		32		47
10:00	795	491	264	139	87	50
10:30		423		43		31
11:00		312		40		29
11:30		242		125		31
12:00		289		34		48
12:30		221		127		33
13:00		247		34		34
Médias	874	321	298	86	103	41
D.P.	112	85	48	51	23	12

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.3 - Resultados de Análises -Ensaio 3 (27/08/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 3 - 2 x Q - 27/08/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	1104	229	330	115	133	37
09:15	804	298		129		53
09:30	831	289		175		48
09:45	881	351		193		59
10:00	888	355	373	208	95	56
10:30	861	350		179		39
11:00	833	340		171		34
11:30	793	353		196		53
12:00	769	344		198		45
12:30	802	319		189		59
13:00	807	336		197		43
Médias	852	324	352	177	114	48
D.P.	92	39	30	30	27	9

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.4 - Resultados de Análises -Ensaio 4 (02/09/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 4 - 2 x Q - 02/09/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	1023	155	276	67	167	50
09:15	809	266		74		47
09:30	773	268		55		50
09:45	897	314		56		43
10:00	949	430	282	65	136	34
10:30	424	330		69		33
11:00	725	265		74		60
11:30	691	241		77		33
12:00	673	233		70		39
12:30	653	218		74		48
13:00	618	206		65		36
Médias	749	266	279	68	152	43
D.P.	168	73	4	7	22	9

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.5 - Resultados de Análises -Ensaio 5 (12/09/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 5 - 2 x Q - 12/09/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	686	116	248	60	105	62
09:15	674	191		38		59
09:30	632	216		46		50
09:45	632	253		49		50
10:00	668	328	268	59	118	45
10:30	678	198		62		40
11:00	631	178		67		50
11:30	597	185		65		56
12:00	904	159		69		39
12:30	674	173		65		57
13:00	632	176		81		53
Médias	673	198	258	60	112	51
D.P.	81	55	14	12	9	7

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.6 - Resultados de Análises -Ensaio 6 (17/09/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 6 - 2 x Q -17/09/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	859	257	308	90	143	34
09:15	767	327		100		68
09:30	789	318		144		39
09:45	799	336		91		47
10:00	821	369	307	93	96	39
10:30	866	253		123		37
11:00	737	250		106		37
11:30	787	247		117		50
12:00	717	236		98		45
12:30	977	249		108		40
13:00	632	238		123		34
Médias	796	280	308	108	119	43
D.P.	89	48	1	17	33	10

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.7 - Resultados de Análises -Ensaio 7 (26/09/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 7 - 2 x Q - 26/09/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	916	240	415	109	129	74
09:15	664	327		93		43
09:30	899	276		96		50
09:45	999	342		83		48
10:00	872	364	435	91	122	51
10:30	885	268		91		40
11:00	777	258		87		42
11:30	849	254		173		36
12:00	746	283		99		42
12:30	907	247		118		36
13:00	943	256		114		39
Médias	860	283	425	105	126	46
D.P.	96	42	14	25	4	11

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.8 - Resultados de Análises -Ensaio 8 (23/10/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 2 x Q

Ensaio 8 - 2 x Q - 23/10/96						
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Ác. Vol. afl (mg/L)	Ác. Vol efl (mg/L)
09:00	1048	141	376	37	169	67
09:15	830	266		39		57
09:30	814	240		70		62
09:45	769	244		41		60
10:00	913	237	260	70	110	42
10:30	730	215		47		36
11:00	809	193		53		85
11:30	697	205		67		48
12:00	762	221		104		73
12:30	708	214		62		50
13:00	867	201		66		43
Médias	813	216	318	60	140	57
D.P.	102	33	82	19	42	15

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.9 - DQO/DQO_i do efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q

Data	26/11/96	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora (h)	DQO /DQO _i								
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	1,029	1,099	1,353	1,301	1,716	1,647	1,272	1,363	1,887
09:30	0,965	1,113	1,274	1,262	1,729	1,862	1,237	1,150	1,702
09:45	1,064	1,431	1,563	1,533	2,026	2,181	1,307	1,425	1,730
10:00	1,180	2,004	1,948	1,550	2,774	2,828	1,436	1,517	1,681
10:30	1,221	1,534	1,679	1,528	2,129	1,707	0,984	1,117	1,525
11:00	1,308	1,141	1,238	1,485	1,710	1,534	0,973	1,075	1,369
11:30	1,314	0,827	0,960	1,541	1,555	1,595	0,961	1,058	1,454
12:00	1,314	0,993	1,147	1,502	1,503	1,371	0,918	1,179	1,567
12:30		1,011	0,877	1,393	1,406	1,491	0,969	1,029	1,518
13:00		0,852	0,980	1,467	1,329	1,517	0,926	1,067	1,426

Tabela III.10 - DQO_{fil}/DQO_{fil} inicial do efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q

Data	26/11/96	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora (h)	DQO _{fil} /DQO _{fil} i								
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	1,088	1,000	1,103	1,122	1,104	0,633	1,111	0,853	1,083
09:30	1,118	1,805	1,763	1,522	0,821	0,767	1,600	0,881	1,944
09:45	1,162	0,920	0,330	1,678	0,836	0,817	1,011	0,761	1,139
10:00	1,309	1,044	1,433	1,809	0,970	0,983	1,033	0,835	1,944
10:30	1,324	1,327	0,443	1,557	1,030	1,033	1,367	0,835	1,306
11:00	1,088	0,867	0,412	1,487	1,104	1,117	1,178	0,798	1,472
11:30	1,132	0,478	1,289	1,704	1,149	1,083	1,300	1,587	1,861
12:00	1,368	1,009	0,351	1,722	1,045	1,150	1,089	0,908	2,889
12:30		0,876	1,309	1,643	1,104	1,083	1,200	1,083	1,722
13:00		0,823	0,351	1,713	0,970	1,350	1,367	1,046	1,833

Tabela III.11 - Ácidos Voláteis/Ácidos Voláteis inicial do efluente - Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 2 x Q

Data	08/08/96	13/08/96	27/08/96	02/09/96	12/09/96	17/09/96	26/09/96	23/10/96
Ensaio	1	2	3	4	5	6	7	8
Hora (h)	Ácidos Voláteis / Ácidos Voláteis i							
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	1,000	1,391	1,417	0,938	0,950	2,000	0,583	0,860
09:30	1,969	1,913	1,292	1,000	0,800	1,136	0,667	0,930
09:45	1,063	1,304	1,583	0,875	0,800	1,364	0,646	0,907
10:00	1,563	1,391	1,500	0,688	0,725	1,136	0,688	0,628
10:30	1,063	0,870	1,042	0,656	0,650	1,091	0,542	0,535
11:00	2,313	0,826	0,917	1,219	0,800	1,091	0,563	1,279
11:30	1,000	0,870	1,417	0,656	0,900	1,455	0,479	0,721
12:00	1,938	1,348	1,208	0,781	0,625	1,318	0,563	1,093
12:30	1,188	0,913	1,583	0,969	0,925	1,182	0,479	0,744
13:00	1,250	0,957	1,167	0,719	0,850	1,000	0,521	0,651



Tabela III. 12 - Resultados de Análises -Ensaio 1 - (29/10/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q

Ensaio 1 - 1,5 x Q - 29/10/96								
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Turbidez afl (UT)	Turbidez efl (UT)	Cor afl (UC)	Cor efl (UC)
09:00	981	130	322	73	281	44	1840	203
09:15		162		79		44		234
09:30		181		81		45		251
09:45		183		86		55		266
10:00	813	187	302	82	234	56	1620	274
10:30		183		85		63		344
11:00		186		90		70		383
11:30		201		89		76		409
12:00		208		87		79		412
17:00	645	230	300	136	166	66	1070	399
17:15		265		104		79		433
17:30		247		120		88		363
17:45		256		145		84		355
18:00	580	269	280	120	173	86	1180	457
18:30		234		105		75		407
19:00		239		94		75		396
19:30		235		125		79		437
20:00		236		125		75		384
Médias	755	214	301	101	214	70	1428	367
D.P.	180	35	17	20	54	13	363	69

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.13 - Resultados de Análises -Ensaio 2 - (31/10/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q

Ensaio 2 - 1,5 x Q - 31/10/96								
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Turbidez afl (UT)	Turbidez efl (UT)	Cor afl (UC)	Cor efl (UC)
09:00	1288	166	302	41	480	46	2650	228
09:15		203		44		50		298
09:30		198		40		62		324
09:45		217		48		69		356
10:00	914	207	267	44	420	69	2140	361
10:30		210		46		74		372
11:00		171		61		70		400
11:30		225		63		79		392
12:00		217		46		75		447
17:00	713	200	277	135	196	51	1094	276
17:15		237		132		57		290
17:30		248		117		61		328
17:45		268		119		60		327
18:00	683	319	280	136	201	59	1113	309
18:30		225		100		63		353
19:00		292		101		82		444
19:30		318		90		85		414
20:00		251		144		76		389
Médias	900	235	282	83	324	68	1749	363
D.P.	279	43	15	36	147	11	774	55

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.14 - Resultados de Análises -Ensaio 3 - (05/11/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q

Ensaio 3 - 1,5 x Q - 05/11/96								
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Turbidez afl (UT)	Turbidez efl (UT)	Cor afl (UC)	Cor efl (UC)
09:00	905	186	359	73	370	45	1865	212
09:15		213		79		47		285
09:30		178		74		45		231
09:45		187		110		53		306
10:00	998	193	342	66	276	50	1527	285
10:30		243		69		60		318
11:00		222		110		69		353
11:30		215		124		71		381
12:00		249		189		85		442
17:00	591	207	270	114	200	71	1156	390
17:15		243		103		81		423
17:30		235		143		80		455
17:45		238		108		92		464
18:00	589	240	260	193	204	76	1120	427
18:30		215		82		81		425
19:00		233		106		80		418
19:30		241		99		80		402
20:00		231		82		78		406
Médias	771	223	308	107	263	70	1417	373
D.P.	212	19	50	34	80	14	351	68

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.15 - Resultados de Análises -Ensaio 4 - (07/11/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q

Ensaio 4 - 1,5 x Q - 07/11/96								
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Turbidez afl (UT)	Turbidez efl (UT)	Cor afl (UC)	Cor efl (UC)
09:00	1242	177	330	43	375	42	2030	262
09:15		219		53		59		293
09:30		155		56		43		228
09:45		182		49		40		254
10:00	926	190	300	73	300	50	1615	262
10:30		174		65		44		261
11:00		217		67		55		297
11:30		202		73		62		341
12:00		219		138		59		356
17:00	1032	212	322	88	340	63	1970	313
17:15		189		97		72		346
17:30		229		98		69		386
17:45		199		174		68		381
18:00	594	209	262	101	215	63	1125	356
18:30		178		162		69		363
19:00		207		100		68		358
19:30		231		116		72		366
20:00		207		98		59		311
Médias	949	201	304	94	308	59	1685	322
D.P.	270	19	30	34	69	10	416	46

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.16 - Resultados de Análises -Ensaio 5 - (12/11/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - 1,5 x Q

Ensaio 5 - 1,5 x Q - 12/11/96								
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Turbidez afl (UT)	Turbidez efl (UT)	Cor afl (UC)	Cor efl (UC)
09:00	1014	213	251	50	324	80	1808	353
09:15		199		48		47		290
09:30		163		41		50		280
09:45		220		72		56		304
10:00	744	240	309	49	240	60	1312	309
10:30		183		128		57		301
11:00		180		65		64		358
11:30		207		62		69		408
12:00		203		56		59		326
17:00	799	198	261	83	180	61	1008	361
17:15		231		97		72		388
17:30		240		90		73		371
17:45		218		109		77		386
18:00	779	249	242	69	180	73	1020	371
18:30		200		108		71		373
19:00		226		163		75		377
19:30		242		67		74		382
20:00		245		82		74		414
Médias	834	214	266	83	231	67	1287	356
D.P.	122	23	30	30	68	9	375	38

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.17 - Resultados de Análises -Ensaio Controle - (26/11/96) - Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Vazão Constante

Ensaio Controle - Vazão Constante - 26/11/96								
Hora	DQO afl (mg/L)	DQO efl (mg/L)	DQOfil. afl (mg/L)	DQOfil. efl (mg/L)	Turbidez afl (UT)	Turbidez efl (UT)	Cor afl (UC)	Cor efl (UC)
09:00	820	172	277	68	228	46	1112	256
09:15		177		74		47		228
09:30		166		76		45		252
09:45		183		79		49		254
10:00	950	203	330	89	280	49	1312	256
10:30		210		90		48		292
11:00		225		74		55		296
11:30		226		77		59		310
12:00		226		93		57		274
17:00	562	186	225	45	180	78	912	426
17:15		159		50		74		404
17:30		158		63		69		403
17:45		179		64		73		351
18:00	597	185	212	46	192	69	1024	366
18:30		187		43		70		370
19:00		173		42		69		361
19:30		159		61		70		350
20:00		180		40		71		345
Médias	732	190	261	65	220	61	1090	323
D.P.	185	23	54	18	45	11	169	54

D.P. - Desvio Padrão

Análises Realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC - USP

Tabela III.18 - DQO/DQO_i no efluente - Ensaios de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaios 1,5 x Q

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	DQO/DQO_i					
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	1,029	1,246	1,223	1,145	1,237	0,934
09:30	0,965	1,392	1,193	0,957	0,876	0,765
09:45	1,064	1,408	1,307	1,005	1,028	1,033
10:00	1,180	1,438	1,247	1,038	1,073	1,127
10:30	1,221	1,408	1,265	1,306	0,983	0,859
11:00	1,308	1,431	1,030	1,194	1,226	0,845
11:30	1,314	1,546	1,355	1,156	1,141	0,972
12:00	1,314	1,600	1,307	1,339	1,237	0,953
17:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
17:15	0,855	1,152	1,185	1,174	0,892	1,167
17:30	0,849	1,074	1,240	1,135	1,080	1,212
17:45	0,962	1,113	1,340	1,150	0,939	1,101
18:00	0,995	1,170	1,595	1,159	0,986	1,258
18:30	1,005	1,017	1,125	1,039	0,840	1,010
19:00	0,930	1,039	1,460	1,126	0,976	1,141
19:30	0,855	1,022	1,590	1,164	1,090	1,222
20:00	0,968	1,026	1,255	1,116	0,976	1,237

Tabela III.19- DQOfil / DQOfil inicial no efluente -Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	DQOfil/DQOfil inicial					
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	1,088	1,082	1,073	1,082	1,233	0,960
09:30	1,118	1,110	0,976	1,014	1,302	0,820
09:45	1,162	1,178	1,171	1,507	1,140	1,440
10:00	1,309	1,123	1,073	0,904	1,698	0,980
10:30	1,324	1,164	1,122	0,945	1,512	2,560
11:00	1,088	1,233	1,488	1,507	1,558	1,300
11:30	1,132	1,219	1,537	1,699	1,698	1,240
12:00	1,368	1,192	1,122	2,589	3,209	1,120
17:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
17:15	1,111	0,765	0,978	0,904	1,102	1,169
17:30	1,400	0,882	0,867	1,254	1,114	1,084
17:45	1,422	1,066	0,881	0,947	1,977	1,313
18:00	1,022	0,882	1,007	1,693	1,148	0,831
18:30	0,956	0,772	0,741	0,719	1,841	1,301
19:00	0,933	0,691	0,748	0,930	1,136	1,964
19:30	1,356	0,919	0,667	0,868	1,318	0,807
20:00	0,889	0,919	1,067	0,719	1,114	0,988

Tabela III.20- Turbidez / Turbidez inicial do efluente -Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	Turbidez / Turbidez inicial					
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	1,022	1,000	1,087	1,044	1,405	0,588
09:30	0,978	1,023	1,348	1,000	1,024	0,625
09:45	1,065	1,250	1,500	1,178	0,952	0,700
10:00	1,065	1,273	1,500	1,111	1,190	0,750
10:30	1,043	1,432	1,609	1,333	1,048	0,713
11:00	1,196	1,591	1,522	1,533	1,310	0,800
11:30	1,283	1,727	1,717	1,578	1,476	0,863
12:00	1,239	1,795	1,630	1,889	1,405	0,738
17:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
17:15	0,949	1,197	1,118	1,141	1,143	1,180
17:30	0,885	1,333	1,196	1,127	1,095	1,197
17:45	0,936	1,273	1,176	1,296	1,079	1,262
18:00	0,885	1,303	1,157	1,070	1,000	1,197
18:30	0,897	1,136	1,235	1,141	1,095	1,164
19:00	0,885	1,136	1,608	1,127	1,079	1,230
19:30	0,897	1,197	1,667	1,127	1,143	1,213
20:00	0,910	1,136	1,490	1,099	0,937	1,213

Tabela III.21- Cor/ Cor inicial do efluente -Ensaio de Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas - Ensaio 1,5 x Q

Data	26/11/96	29/10/96	31/10/96	05/11/96	07/11/96	12/11/96
Ensaio	Controle	1	2	3	4	5
Hora	Cor / Cor inicial					
09:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
09:15	0,891	1,153	1,307	1,344	1,118	0,822
09:30	0,984	1,236	1,421	1,090	0,870	0,793
09:45	0,992	1,310	1,561	1,443	0,969	0,861
10:00	1,000	1,350	1,583	1,344	1,000	0,875
10:30	1,141	1,695	1,632	1,500	0,996	0,853
11:00	1,156	1,887	1,754	1,665	1,134	1,014
11:30	1,211	2,015	1,719	1,797	1,302	1,156
12:00	1,070	2,030	1,961	2,085	1,359	0,924
17:00	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
17:15	0,948	1,085	1,051	1,085	1,105	1,075
17:30	0,946	0,910	1,188	1,167	1,233	1,028
17:45	0,824	0,890	1,185	1,190	1,217	1,069
18:00	0,859	1,145	1,120	1,095	1,137	1,028
18:30	0,869	1,020	1,279	1,090	1,160	1,033
19:00	0,847	0,992	1,609	1,072	1,144	1,044
19:30	0,822	1,095	1,500	1,031	1,169	1,058
20:00	0,810	0,962	1,409	1,041	0,994	1,147

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALAERTS G. J., VEENSTRA S., BENTVELSEN M., VAN DUIJIL L. A. (1990). Feasibility of the Anaerobic Sewage Treatment in Sanitation Strategies in Developing Countries - Chap 3 - Anaerobic Treatment of Domestic Waste Water. IHE Report Series 20, Delft, 23-40.
- BARKER H.A. (1981). Amino acid degradation by anaerobic bacteria. Ann. Rev. Biochem. 50:23-40.
- BRITZ T.J., SPANGENBERG G. and VENTER C. A. (1994). Acidogenic Microbial Species Diversity in Anaerobic Digesters Treating Different Substrates. Wat. Sci. Tech., Vol 30, n 12, 55-61.
- BUTLER D., FRIEDLER E., GATT K, (1995). Characterising the Quantity and Quality of Domestic Wastewater Inflows. Wat. Sci. Tech. Vol 31, n 7, 13-24.
- CAMPOS H. M., and VON SPERLING (1996). Estimation of Domestic Wastewater Characteristics in a Developing Country Based on Socio-Economic Variables. Wat. Sci. Tech. Vol 34, n 3-4, 71-77.
- CHERNICHARO C. A. L. (1996). Tratamento anaeróbio de esgotos: situação atual e perspectivas. Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários. Brasília, DF, 40-58.
- GHANGREKAR M.M., ASOLEKAR S.R., RANGANATHAN K.R. and JOSHI S.G. (1996). Experience with UASB Reactor Start-Up Under Different Operating Conditions. Wat. Sci. Tech., Vol 34, 421-428.
- GRAU P. (1996). Low Cost Wastewater Treatment. Wat. Sci. Tech., Vol 33, n 8, 39-46.

- GUIOT S.R., GORUR S.S. and KENNEDY K.J. (1988). Nutritional and Environmental Factors Contributing to Microbial Aggregation During Upflow Anaerobic Sludge Bed Filter (UBF) Reactor Start-Up. *Proceedings of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion held in Bologna, Italy*, 47-53.
- GUIOT S.R., PAUSS A. and COSTERTON J. W. (1992). Structural Model of Anaerobic Granule Consortium. *Wat. Sci. Tech.*, Vol 25, 21-27.
- HEERTJES P.M. & van der Meer, R.R. (1978). Dattem Liquid Flow in an Up-flow Reactor used for Anaerobic Treatment of Wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*, 20, 1577-1594.
- HOBSON P.N. & WALLACE R.J. (1982). Microbial ecology and activities in the rumen. *Crit. Rev. Microbiol.*, 50, 1368-1374.
- HOBSON P. N., BOUSFIELD S. and SUMMERS R. (1974). Anaerobic Digestion of Organic Matter. *CRC Critical Review in Environmental Control.*, 4, 131-191.
- HULSHOFF POL, L.W. (1996). Biological Wastewater Treatment. Anaerobic Wastewater Treatment - Part I. Lecture Notes. Department of Environmental Technology, Wageningen, 146p.
- HUNTER J. V. and HEUKELEKIAN H. (1965). The Composition of Domestic Sewage Fractions. *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol 37, n 8, 1142-1163.
- LENS, P.N. & VERSTRAETE, W. (1992). Aerobic and Anaerobic Treatment of Municipal Wastewater. *Profiles on Biotechnology*. Ed. by T.G.Villa & J. Abalde, Servicio de Publicacions Universidade de Santiago, 333-356.
- LETTINGA G. (1996). Anaerobic Wastewater Treatment. Seminário Internacional - Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais. Belo Horizonte, Brasil.
- LETTINGA G., HULSHOFF POL L.W., ZEEMAN G., FIELD J., VAN LIER J.B., VAN BUURE J.C.L., JANSSEN A.J.H., LENS P.N. (1997). Anaerobic Treatment in Sustainable Environmental Production Concepts. In: *PROCEEDINGS OF THE 8th INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION*. IAWQ. Volume 1 - Sendai, Japan, 32-39.
- McCARTY, P.L. (1964). Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. *Public Works*, 107-112.

- McINERNEY M.J. (1988). Biology of Anaerobic Microorganisms - Chapter 8 - Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. Ed. Alexander J. B. Zehnder, John Wiley and Sons Inc., 371-415.
- McINERNEY M.J. and BRYANT M. P. (1981). Review of methane fermentation fundamentals. Fuel gas production from biomass. Ed. D. L. Wise. Vol 1, 19-47.
- McINERNEY M.J., BRYANT M.P. and PFENNING N. (1979). An anaerobic bacterium that degrades fatty acids in syntrophic association with methanogens. Arch. Microbiol. 122, 129-135.
- MERGAERT K., VANDERHAEGEN B. and VERSTRAETE W., (1992). Applicability and Trends of anaerobic Pre-Treatment of Municipal Wastewater- Review Paper. Wat. Res., 26, (8) 1025-1033.
- METCALF & EDDY (1979). Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse. McGraw-Hill, 2nd edition, 920p.
- MOLONGOSKI J.L. and KLUG M.J. (1976). Characterization of anaerobic heterotrophic Bacteria Isolated from Fresh-Water Lake Sediments. Applied Environ. Microbiol., 31, 83-90.
- NAGASE M. and MATSUO T. (1982). Interactions between amino acid-degrading bacteria and methanogenic bacteria in anaerobic digestion. Biotechnol. Bioeng., 24, 2227-2239.
- PELCZAR M., REID R. and CHAN E.C.S. (1980). Microbiologia - Vol 1. McGraw Hill, Inc. 566p.
- RUSSELL J. B. and JERACI J. L. (1984). Effect of carbon monoxide on fermentation of fiber, starch and amino acids by mixed rumen microorganisms in vitro. Appl. Environ. Microbiol., 48, 211:217.
- SAYED S.K.I. (1987). Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Wastewater Using UASB Process. PhD Thesis, Wageningen.
- SHARON N. (1980). Carbohydrates. Scientific American, 243 (5), 80-97.
- SIEBERT M. L. and TOERIEN D. F. (1969). The Proteolytic Bacteria Present in Anaerobic Digestion of Raw Sewage Sludge. Water Res., 3, 241-250.

- STRYER L. (1988). Biochemistry. 3rd Edition, W.H. Freeman and Company, New York, 1089p.
- THAVEESRI J., GERNAEY K., KAONGA B. BOUCNEAU and VERSTRAETE W. (1995). Organic and Ammonium Nitrogen and Oxygen in Relation to Granular Sludge Growth in Lab-Scale UASB Reactor. Wat. Sci. Tech., Vol 30, n 12, 43-53.
- TOERIEN D. F. and HALTINGH H. J. (1969). Anaerobic digestion I. The microbiology of anaerobic digestion. Water Res., 3, 385-416.
- VAN HAANDEL A. C., LETTINGA G. (1994). Tratamento Anaeróbio de Esgotos - Manual para Regiões de Clima Quente. Epgraf, Campina Grande, 210p.
- VERSTRAETE W. (1991). Anaerobic Treatment of Effluents: State of the Art in Europe. Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent, 56 (1), 97-111.
- VERSTRAETE W., VANDEVIVEN, P. (1997). Broader and Newer Applications of Anaerobic Digestion. In: PROCEEDINGS OF THE 8th INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION. IAWQ. Volume 1 - Sendai, Japan, 67-74.
- VON SPERLING M. (1995). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental DESA, UFMG, 240 p.

BIBLIOGRAFIA COMPLEMENTAR

CALA J. M., & COLLAZOS C. J., . In Bucaramanga, Successful Application of UASB Technology for Treatment of Domestic Wastewater. Trabalho não publicado enviado pelo segundo autor.

CHYNOWETH D.P. and MAH R. A. (1971). Volatile acid formation in sludge digestion. Adv. Chem. Ser. 105, 41-54.

EL-MAMOUNI R., ROULEAU D., MAYER R., GUIOT, S.R., SAMSON R., (1992). Comparison of the Novel Anaerobic Reactor with the Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. 46th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings, 681-687.

FORESTI E. (1987). Efeitos do Desempenho de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo. São Carlos. 147p. Tese (Livre-Docência) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

GORUR S.S., GUIOT S. R., KENNEDY K. J., DROSTE R. L., (1986). Anaerobic Upflow Sludge Bed Filter Reactor Treating Dilute Carbohydrate Wastewaters. Toxic And Hazardous Wastes: Proceedings Eighteenth Mid-Atlantic Industrial Waste Conference. 1-15.

GUIOT S. R., ARCAND Y., CHAVARIE C., (1992). Advantages of Fluidization on Granule Size and Activity Development in Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactors. Wat. Sci. Tech., 26, (3-4), 897-906.

GUIOT S. R., LOMALIZA K., GAGNON D., MÉNARD G., (1991). Anaerobic Biotreatment of Kraft Pulp and Paper Streams. Poster presented at the BRI Days 91, Montreal, Canada.

GUIOT S. R., MacLEOD F. A., PAUSS A., (1990). Thermodynamical and Microbiological Evidence of Trophic Microniches for Propionate Degradation in a Methanogenic Sludge Bed Reactor. Microbiology and Biochemistry of Strict Anaerobes Involved in Interspecies Transfer. Ed. J.P. Belaich, Phenum Press, 173-183.

GUIOT S. R., PAUSS A., DOURQUE D., EL HOUSSEINI M., LAVOIE L., BEAULEIU C., and SAMSON R., (1988). Effect of Upflow Liquid Velocity on Granule Size Distribution in an Upflow Anaerobic Bed-Filter (UBF) Reactor. Proceedings of the Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy, 121-124.

- GUIOT S.R., ROCHELEAU S., HAWARI J. and SAMSON R., (1992). Induction of granulation by sulphonated- lignin and calcium in a upflow anaerobic sludge bed reactor. J. Chem. Tech. Biotechnol.,53, 45-56.
- GUIOT S. R., SAMSOM R., (1985). Mixing Characteristics and Performance of Anaerobic Upflow Blanket Filter (UBF) Reactor. J. Chem. Tech. Biotechnol.,35B, 65-75.
- GUIOT S. R., and VAN DEN BERG L., (1985). Performance of an Upflow Anaerobic Reactor Combining a Sludge Blanket and a Filter Treating Sugar Waste. Biotechnology and Bioengineering, 27, 800-806.
- IZA J., COLLERAN E., PARIS J. M., and WU W. M., (1990). International workshop on anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewaters: summary paper. International workshop on anaerobic treatment technology for municipal wastewaters. Valladolid, Spain .
- KENNEDY K. J., GORUR S. S., ELLIOT C. A., ANDRAS E., GUIOT S. R., (1989). Media Effects on Performance of anaerobic Hybrid Reactors. Wat. Res. 23, (11) 1397-1405.
- KENNEDY K. J., and GUIOT S. R., (1986). Anaerobic Upflow Bed-Filter - Development and Application. I.A.W.P.C.R. Post Conference International Seminar on Anaerobic Treatment in Tropical Countries, São Paulo, Brazil, 1-15.
- KLASS D.L. (1984) . Methane from anaerobic fermentation. Science, 223, 1021-1028.
- LETTINGA, G. HULSHOFF POL, L. W. AND ZEEMAN, G. (1996). Biological Wastewater Treatment - Lecture Notes - Part I : Anaerobic Wastewater Treatment. Department of Environmental Technology - Landbouwniversiteit, Wageningen.
- OLIVA, L.C.H.V. (1987). Anaerobic Wastewater Treatment: an Analysis on Granulation, Attachment and Artificial Immobilization of Microorganisms. - Dissertação de Mestrado, Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London.
- MACLEOD F. A., GUIOT S. R., COSTERTON J. W., (1990). Layered Structure of Bacterial Aggregates Produced in an Upflow Anaerobic Sludge Bed and Filter Reactor. Applied and Environmental Microbiology., 56, (6) 1598-1607.
- MOOSBRUGGER R. E., LOEWENTHAL M. C., MARAIS Gv. R., (1990). Pelletisation in a UASB system with protein (casein) as substrate. Water SA. 16, (3) 171-178.

- MOOSBRUGGER R. E., WENTZEL M. C., EKAMA G. A., MARAIS Gv. R., (1993). Alkalinity measurement: Part 1 - A 4 pH point titration method to determine the carbonate weak acid/base in an aqueous carbonate solution. Water SA, 19, (1) 11-22.
- MOOSBRUGGER R. E., WENTZEL M. C., EKAMA G. A., MARAIS Gv. R., (1993). Alkalinity measurement: Part 2 - A 4 pH point titration method to determine the carbonate weak acid/base in an aqueous solution containing other weak acid/bases of known concentrations. Water SA, 19, (1) 23-28.
- MOOSBRUGGER R. E., WENTZEL M. C., EKAMA G. A., MARAIS Gv. R., (1993). Grape wine distillery waste in UASB systems - Feasibility, alkalinity requirements and pH control. Water SA, 19, (1) 53-68.
- MOOSBRUGGER R. E., WENTZEL M. C., EKAMA G. A., MARAIS Gv. R., (1993). Lauter tun (brewery) waste in UASB systems - Feasibility, alkalinity requirements and pH control. Water SA, 19, (1) 41-52.
- MOOSBRUGGER R. E., WENTZEL M. C., EKAMA G. A., MARAIS Gv. R., (1993). Weak acid/bases and pH control in anaerobic systems - A review. Water SA, 19, (1) 1-10.
- MOOSBRUGGER R. E., WENTZEL M. C., LOEWENTHAL R. E., EKAMA G. A., MARAIS Gv. R., (1993). Alkalinity measurement: Part 3 - A 4 pH point titration method to determine the carbonate SCFA weak acid/base in an aqueous solution containing other weak acid/bases. Water SA, 19, (1) 29-40.
- SAM-SOON P. A. L. N. S., LOEWENTHAL M. C., WENTZEL M. C., MARAIS Gv. R., (1990). Effect of nitrogen limitation on pelletisation in upflow anaerobic sludge bed (UASB) systems. Water SA, 16, (3) 165-170.
- SAM-SOON P. A. L. N. S., LOEWENTHAL M. C., WENTZEL M. C., MARAIS, Gv. R., (1991). Effect of sulphate on pelletisation in the UASB system with glucose as substrate. Water SA, 17, (1) 46-56.
- SAM-SOON P. A. L. N. S., LOEWENTHAL M. C., WENTZEL M. C., MARAIS Gv. R., (1990). Growth of biopellets on glucose in upflow anaerobic sludge bed (UASB) systems. Water SA, 16, (3) 151-164.
- SAM-SOON P. A. L. N. S., LOEWENTHAL M. C., WENTZEL M. C., MOOSBRUGGER R. E., MARAIS Gv. R., (1990). Effects of a recycle in upflow anaerobic sludge bed (UASB) systems. Water SA, 17, (1) 37-46.

- SAM-SOON P. A. L. N. S., WENTZEL M. C., DOLD P. L., LOEWENTHAL M. C., and MARAIS G. R., (1991). Mathematical modelling of upflow anaerobic sludge bed (UASB) systems treating carbohydrate waste waters. Water SA, 17, (2) 91-106.
- SWITZENBAUM M.S., GRADY Jr. C. P. L., (1986). Feature - Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. Journal Water Pollution Control Federation, 2, 102-106.
- VANDERHAEGEN B., YSEBAERT E., FAVERE K., VAN WAMBEKE M., PEETERS T., PÁNIC V., VANDENLANGENBERGH V., VERSTRAETE W., (1992). Acidogenesis in Relation to In-Reactor Granule Yield. Wat. Sci. Tech., 25, (7) 21-30.
- VAN RENTERGHEN B., HUYSMAN F., RYGOLE R., VERSTRAETE W., (1990). Role of Manure in the Distribution of *Listeria Monocytogenes*. Treatment and Use of Sewage Sludge and Liquid Agricultural Wastes. Ed. P. L'Hermite. 478-483.
- VERSTRAETE W., HUYSMAN F., TOP E., (1991). How Can Biotechnology Solve the Environmental Problems in Modern Society? Biotech. Forum Europe, International Journal of Biotechnology., 8, (9) 496-498.

**APÊNDICE - PROCEDIMENTOS UTILIZADOS PARA A
DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE
CARBOIDRATOS, PROTEÍNAS E LIPÍDIOS**

DETERMINAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE CARBOIDRATOS

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP, as amostras foram sempre triplicadas.

Procedimentos:

Toma-se 0,5 mL de amostra (esgoto), em tubo de ensaio, acrescenta-se 0,5 mL de Fenol (5%), e em seguida 2,5 mL de ácido sulfúrico concentrado.

Agita-se e deixa-se em repouso por 10 min.

Coloca-se em banho a 30°C por 15 min.

Efetuar Leitura em espectrofotômetro com comprimento de onda de 488nm.

Branco - utiliza-se água destilada

Padrão - lactose

Coloração - castanha

Curva Utilizada:

Concentração de Carboidratos = $99,688 \times \text{Absorbância} + 0,1653$

DETERMINAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE PROTEÍNAS

Procedimentos:

Toma-se 4,0 mL de amostra (esgoto), em tubo de ensaio, acrescenta-se 0,03 mL de NaOH (20%), e em seguida 0,06 mL de CuSO_4 (25%).

Agita-se lentamente com uma baqueta de vidro.

Adiciona-se 0,03 mL de polímero aniônico, em seguida 0,062 mL de CuSO_4 (25%).

Agita-se lentamente com uma baqueta de vidro.

Adiciona-se 0,7 mL de NaOH (25%)

Agita-se lentamente com uma baqueta de vidro.

Centrifuga-se a 7.000 rpm por 15 min.

Efetua-se leitura em espectrofotômetro com comprimento de onda de 310nm, com cubeta de quartzo.

Branco - utiliza-se água destilada

Padrão - caseína

Coloração - azulada

Curva Utilizada:

Concentração de Proteínas = $1186,6 \times \text{Absorbância} + 5,1419$

DETERMINAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE LIPÍDIOS

Procedimentos:

Coloca-se 4,0 mL, 6,0 mL, 8,0 mL (os volumes para que se obtenha concentração ideal da amostra deve ser avaliado), de amostra, em tubos de ensaio e leva-se para secar em estufa.

Toma-se 0,1 mL de H₂O na amostra já seca, acrescenta-se 2,0 mL de ácido sulfúrico concentrado.

Coloca-se em banho de ebulição por 10 minutos.

Acrescenta-se à 0,1 mL do digerido, 2,0 mL de ácido fosfórico concentrado, em seguida 0,5 mL de vanilina (0,6g/100 mL).

Agita-se e coloca-se em banho à 37°C por 15 min.

Efetua-se leitura em espectrofotômetro com comprimento de onda de 537nm.

Branco - utiliza-se água destilada

Padrão - óleo de soja

Coloração - rosa

Curva Utilizada:

Concentração de Lipídios = (Absorbância x 1000) / 0,642 / (concentração da amostra x 10)