SULITA MENDES PIEROTTI

AVALIAÇÃO DA PARTIDA DE REATOR
ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA
DE LODO (UASB), EM ESCALA REAL, SOB
CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DESFAVORÁVEIS.

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli

São Carlos

2007

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Jurandyr Povinelli pela valiosa oportunidade de participar da operação de uma ETE e pela confiança em mim depositada.

Às queridas amigas Thais e Silvia pela equipe que formamos. As dificuldades foram pequenas frente à nossa união. Obrigada meninas! Vocês marcaram minha vida para sempre!

Aos funcionários do SAAE - São Carlos, em especial à Isabela, Maurílio e Eduardo.

Aos professores do SHS que muito me ensinaram durante as disciplinas e aos que, além disso, participaram do desenvolvimento desta pesquisa, sempre atenciosos e apaixonados pelo seu trabalho, em especial aos professores Campos, Maria Bernadete, Woodrow e Giorgetti.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento: Paulo, Júlio, Juliana e Cidinha, pela amizade, paciência e horas agradáveis que passamos juntos.

Aos meus pais, Lino e Vanda. Às minhas irmãs Sara e Soraia. A meu namorado Eduardo. Todos sofreram junto a cada resultado diferente do esperado e me confortaram com sua companhia e confiança de que ao final o esforço seria recompensado.

Ao amigo Gabriel pelas preciosas observações.

À Eloísa, Beth e Janja, do LPB, por me ajudarem na desconhecida arte dos microscópios e cromatógrafos. E ao professor Heraldo Gallo do IFSC pelos ensinamentos e análise no microscópio eletrônico de varredura.

Aos funcionários do SHS, Sá, Pavi, Rose e Bruno, Flávia e Fernanda, sempre dispostos a me ajudar.

Aos responsáveis pela ETE Flores de Rio Claro – SP, que gentilmente cederam amostras de lodo para análises e posteriormente o inóculo para o reator da ETE Água Vermelha.

Ao CNPQ pela bolsa de estudo. À FAPESP pela verba de auxílio financeiro.

Aos alunos do programa de pós-graduação pela convivência e aprendizado.

Aos professores de graduação da UEL, Sandra, Deize e Fernando Fernandes, que me apresentaram o saneamento e me incentivaram a fazer o mestrado na EESC.

RESUMO

PIEROTTI, S. M. (2007). *Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

Este estudo teve como objetivo avaliar a partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, no tratamento de esgoto sanitário, sob condições hidráulicas desfavoráveis. O reator UASB faz parte do sistema de tratamento da ETE Água Vermelha, e é seguido de um biofiltro aerado submerso e de uma unidade de desinfecção por ultravioleta. Foi utilizado metade do volume do reator (117 m^3), possibilitando menor tempo de detenção hidráulica (TDH). A pesquisa foi dividida em duas fases, uma sem a adição de inóculo (Fase I) e outra com inoculação (Fase II). Na Fase I, foram aplicados vazão de $480 \text{ m}^3/\text{dia}$ e carga orgânica volumétrica (COV) de $1,74 \text{ kgDQO}/\text{m}^3.\text{dia}$ com TDH de 6 horas. Para a Fase II, estes valores foram de $600 \text{ m}^3/\text{dia}$, $2,88 \text{ kgDQO}/\text{m}^3.\text{dia}$ e 5 horas. Os resultados mostraram que as excessivas velocidades ascensionais não permitiram que o reator tivesse desempenho satisfatório. Ocorreu remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos apenas na Fase II, com exceção dos sólidos suspensos voláteis, que apresentaram remoção nas duas fases. Os lançamentos indevidos de lodo de fossas à que a ETE está submetida, provocaram aumento de sólidos dissolvidos e alcalinidade no efluente. Os leitos de lodo formados nas fases I e II possuíam concentrações semelhantes de sólidos, porém o segundo apresentou maior eficiência de tratamento. Na Fase I a remoção de matéria orgânica foi pequena e não ocorreu a formação da manta de lodo. Na Fase II ocorreu o provável início da estabilização do processo, aproximadamente 60 dias após a inoculação, a partir de quando a remoção de matéria orgânica dissolvida foi considerada constante e foi observada a formação da manta de lodo. O descarte de $8,5 \text{ m}^3$ de lodo pode ser feito a cada 30 dias.

Palavras chaves: Partida de UASB, ETE, sobrecarga hidráulica, digestão de lodo aeróbio.

ABSTRACT

PIEROTTI, S. M. (2007). *Start-up of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, treating domestic sewage, under unfavorable hydraulic conditions*. M.Sc. Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

The objective of this study was to evaluate the start-up of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, treating domestic sewage, under unfavorable hydraulic conditions. The UASB reactor is part of the wastewater treatment plant of Água Vermelha (São Carlos, SP, Brazil), and it is followed by a submerged aerated biofilter and an ultraviolet radiation disinfection unit. Half of the reactor volume was used (117 m³), making it possible to work with a low hydraulic retention time (HRT). The research was divided in two phases, one without reactor seeding (Phase I), and another when the reactor was seeded (Phase II). At Phase I, a flow rate of 480 m³/d and a volumetric loading rate of 1,74 kgDQO/m³.d were applied, with 6 hours of HRT. At Phase II, this values were 600 m³/d; 2,88 kgDQO/m³.d and 5 hours. The results showed that excessive upflow velocities prevented satisfactory performance of the reactor. Removal efficiencies of COD, BOD and TSS were obtained only in Phase II, except for VSS, which showed removal in both stages. Unauthorized inputs of septic tanks sludge caused increase in dissolved solids and alkalinity in the effluent. The sludge beds obtained in phases I and II had similar solids concentration; however, the second presented better treatment efficiency. At Phase I, organic matter removal efficiency was low and the blanket sludge was not observed. At Phase II, the process likely stabilized 60 days after inoculation (operations' day 240). From then on, dissolved organic matter digestion was constant and the sludge blanket was observed. The removal of the excess sludge can be done every other 30 days.

Keywords: UASB's start-up, WWTP, hydraulic overload, aerobic sludge digestion

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Balanço da DQO (porcentagem representativa para reatores UASB com TDH de 8h). Fonte: Lettinga (1989) <i>apud</i> Carrasco (1992).	24
Figura 2 - Fluxograma de tratamento.....	31
Figura 3 - Tratamento preliminar da ETE Água Vermelha.	32
Figura 4 - Detalhe da grade fina de limpeza manual.	32
Figura 5 - Detalhe da caixa de areia e o medidor de vazão tipo Parshall.	33
Figura 6 - Reatores UASB e BAS e as válvulas de lavagem.	34
Figura 7 - Vista geral da câmara de desinfecção por UV.	35
Figura 8 - Leitos de secagem.....	36
Figura 9 – Corte esquemático do reator UASB - Fonte: Kellner (2003).	37
Figura 10 - Tubulação de recalque e caixa distribuidora de vazão.....	37
Figura 11 - Caixa distribuidora de vazão e vertedor de entrada.....	38
Figura 12 - Vertedores e tubulação que conduz ao fundo do reator.....	38
Figura 13 - Tubulação de gás, queimador, amostrador de lodo e válvulas de descarte de lodo.	39
Figura 14 - Disposição das tulipas coletoras do efluente tratado, parte superior e lateral da câmara de gás e parede inclinada do separador de fases.	40
Figura 15 - Mangote do caminhão limpa-fossas preso à parte superior do reator e vista geral do caminhão e reator durante a inoculação.	45
Figura 16 - Pontos de coleta e materiais utilizados.	49
Figura 17 - Amostras prontas para receber o banho de ouro antes da observação.....	52
Figura 18 - Vista geral do <i>by-pass</i> instalado na estação elevatória.	58
Figura 19 – Vista externa (a) e interna (b) da estação elevatória.	58
Figura 20 - Hidrograma de vazão do UASB em 13/07/2006 (156º dia de operação - Fase I), com bom funcionamento do <i>by-pass</i>	60
Figura 21 - Hidrograma de vazão do UASB em 15 e 16/08/2006 (190º dia de operação – Fase II), com <i>by-pass</i> possivelmente entupido.....	60
Figura 22 - Exemplo do hidrograma mais comumente observado na entrada do UASB com picos elevados de pequena duração, dia 211 de operação – Fase II (12/09/2006). 61	
Figura 23 - Exemplo de hidrograma com comportamento diferente do mais comumente observado na entrada do UASB, dia 197 de operação – Fase II (22/08/2006).	61

Figura 24 - Exemplo de hidrograma com comportamento diferente do mais comumente observado na entrada do UASB, dia 204 de operação – Fase II (04/09/2006).	62
Figura 25 - Produção de metano ao longo do teste de AME do inóculo utilizando acetato como substrato.....	63
Figura 26 - Atividade metanogênica específica do inóculo, utilizando acetato como substrato.	63
Figura 27 - Produção de metano ao longo do teste de AME do inóculo, com esgoto como substrato.....	64
Figura 28 - Atividade metanogênica específica do inóculo, utilizando esgoto como substrato.	64
Figura 29 - Atividade metanogênica específica para o leito de lodo, no fim do experimento, utilizando esgoto como substrato.	65
Figura 30 - Atividade metanogênica específica para o leito de lodo, no fim do experimento, utilizando acetato como substrato.....	65
Figura 31 – Fotomicrografias de morfologias semelhantes <i>Methanosarcina</i> sp. em foto comum (a) e com fluorescência (b).	66
Figura 32 - Filamentos semelhantes à <i>Methanosaeta</i> sp.....	66
Figura 33 – Fotomicrografias de algumas morfologias presentes no reator no dia 225 de operação. Morfologias semelhantes a <i>Methanosaeta</i> e bacilos (a) e feixes de morfologias semelhantes a <i>Methanosaeta</i> (b).	67
Figura 34 – Fotomicrografias de morfologias semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp.	68
Figura 35 – Fotomicrografias de algumas morfologias presentes no leito de lodo no dia 280 de operação. Bacilos com inclusões (a) e cadeia de cocos (b).	68
Figura 36 - Desenvolvimento de algas no tanque pulmão.	69
Figura 37 - Algas procedentes no tanque pulmão no reator UASB.	69
Figura 38 – Fotomicrografia de algumas morfologias presentes no leito de lodo (0,85 m) no dia 280 de operação. (a) Bacilos semelhantes a bactérias fototróficas anoxigênicas e morfologias semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp., bacilos e vibrios.	70
Figura 39 - Feixe de morfologias semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp. (a) e morfologias isoladas semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp. e bacilos (b).	71
Figura 40 - Comparação da DQO bruta afluyente nas segundas-feiras, entre 8 e 13 horas, em função do dia de operação.	72
Figura 41 - Comparação da DQO bruta efluente nas segundas-feiras, entre 8 e 13 horas, em função do número de amostras.	72

Figura 42 - Comparação da DQO bruta afluyente nas terças-feiras, entre 8 e 13 horas, em função dos dias de operação.....	73
Figura 43 - Comparação da DQO bruta efluente nas terças-feiras, entre 8 e 13 horas, em função dos dias de operação.....	73
Figura 44 - Comparação da DQO bruta afluyente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 8 às 10 horas.....	74
Figura 45 - Comparação da DQO bruta afluyente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 10 às 12 horas.....	75
Figura 46 - Comparação da DQO bruta afluyente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 12 às 13 horas.....	75
Figura 47 - Comparação da DQO bruta efluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 8 às 10 horas.....	76
Figura 48 - Comparação da DQO bruta efluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 10 às 12 horas.....	76
Figura 49 - Comparação da DQO bruta efluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 12 às 13 horas.....	77
Figura 50 - Variação de DQO bruta afluyente e efluente ao longo do tempo.....	79
Figura 51 - Variação da concentração de sólidos totais e DQO bruta afluyente e efluente.....	80
Figura 52 - Variação da concentração de sólidos totais fixos afluyente e efluente.....	81
Figura 53 - Variação da concentração de sólidos totais voláteis afluyente e efluente.	81
Figura 54 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos suspensos totais	82
Figura 55 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos suspensos fixos.....	83
Figura 56 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos suspensos voláteis.....	83
Figura 57 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos dissolvidos totais ao longo do tempo.....	84
Figura 58 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos dissolvidos fixos ao longo do tempo.....	84
Figura 59 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos dissolvidos voláteis ao longo do tempo.....	85
Figura 60 - Variação da concentração de sólidos no leito de lodo (0,25 m de altura)....	86
Figura 61 - Variação da concentração de sólidos a 0,85 m de altura.....	86

Figura 62 - Variação da concentração de sólidos a 1,45 m de altura.	87
Figura 63 - Variação da concentração de sólidos a 2,05 m de altura.	87
Figura 64 - Variação da concentração de sólidos a 2,65 m de altura.	87
Figura 65 - Variação da concentração de sólidos a 3,25 m de altura.	88
Figura 66 - Variação da concentração de sólidos a 3,85 m de altura.	89
Figura 67 - Variação dos sólidos sedimentáveis a ao longo da altura do reator.	89
Figura 68 – Perfil de sólidos totais e voláteis no reator, com 60 dias de operação da Fase I, sem inóculo e com 60 dias de operação Fase II, com inoculação.	90
Figura 69 - Perfil de sólidos totais e voláteis no reator, na da Fase II – 97 dias de operação com inóculo (a) antes do descarte e no final da Fase II – 104 dias de operação, após o descarte de 8,5 m ³ de lodo do UASB (b).	91
Figura 70 - Variação do pH ao longo do tempo.	94
Figura 71 - Variação de alcalinidade total e parcial ao longo do tempo.	95
Figura 72 - Variação dos ácidos voláteis afluentes ao longo do tempo.	97
Figura 73 - Variação dos ácidos voláteis efluentes ao longo do tempo.	97
Figura 74 - Variação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal ao longo do tempo.	98
Figura 75 - Variação da concentração de nitrogênio orgânico ao longo do tempo e eficiência de remoção.	99
Figura 76 - Variação da concentração de nitrato ao longo do tempo.	99
Figura 77 - Variação da concentração de nitrito ao longo do tempo.	100
Figura 78 – Cesto instalado na caixa distribuidora de vazão do reator UASB.	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição típica do esgoto bruto doméstico.	4
Tabela 2 – Eficiências de remoção de DQO e DBO em (%) para diferentes temperaturas.	7
Tabela 3 - Condições operacionais e eficiências médias de remoção em reator UASB.	11
Tabela 4 - Eficiências de remoção de DQO em UASB.	12
Tabela 5 - Variação da concentração de sólidos na manta de lodo e massa de sólidos acumulada.	19
Tabela 6 – Características dos lodos de fossas sépticas.	30
Tabela 7 - Características operacionais de projeto e das Fases I e II da pesquisa.	41
Tabela 8 – Características físico-químicas do efluente da TAM adicionado ao reator no início da Fase I.	42
Tabela 9 - Parâmetros físico-químicos e pontos de amostragem.	46
Tabela 10 - Valores médios de DQO, nos três períodos do dia observados e seus respectivos desvios-padrões.	77
Tabela 11 - Valores médios, mínimos e máximos e o número de dados analisados (n) do parâmetro SS e respectiva eficiência durante as fases I e II.	82
Tabela 12 – Porcentagem de sólidos em massa (% STV/ST) para as alturas de 0,25 m, 0,85 m e 1,45 m para 80 dias de operação da Fase I, 60 dias de operação da Fase II e final do experimento.	91
Tabela 13 - Concentrações médias de sólidos no lodo de lavagem do biofiltro aerado submerso.	92
Tabela 14 - Valores médios da produção diária de lodo em relação à DQO aplicada em kgSST/dia, do coeficiente de sólidos observado em kgSST/kgDQO aplicada e respectivos valores de projeto esperados.	93
Tabela 15 - Valores das concentrações em mg/L de metais pesados para a ETE Água Vermelha.	102
Tabela 16 - Valores das concentrações em mg/L de metais pesados para o perfil do reator UASB.	102
Tabela 17 – Valores do parâmetro K de Mosey para o reator UASB.	103
Tabela 18 – Eficiências globais de remoção em % da ETE Água Vermelha em função das análises de DBO afluente e efluente.	103

LISTA DE SIGLAS

BAS - Biofiltro aerado submerso

BRS - Bactérias redutoras de sulfato

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

EE - Estação elevatória

EESC - Escola de Engenharia de São Carlos

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos

IFSC - Instituto de Física de São Carlos

IPT – Instituto de pesquisas tecnológicas de São Paulo

LPB - Laboratório de processos biológicos

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

RALF - Reator anaeróbio de leito fluidizado

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná

TAM - Transportes Aéreos Regionais

UASB – Sigla em inglês para reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

(Upflow Anaerobic Sludge Blanket)

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

USP - Universidade de São Paulo

UV – Reator de desinfecção por ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

AGV - Ácidos graxos voláteis

AME - Atividade metanogênica específica

COT - Carbono orgânico total

COTf - Carbono orgânico total medido em amostra filtrada

COV - Carga orgânica volumétrica

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

DQO - Demanda química de oxigênio

DQO_{CH₄diss.} - Demanda química de oxigênio do metano dissolvido no líquido

DQOa - Demanda química de oxigênio afluente

DQOaplic - Demanda química de oxigênio aplicada

DQO_{CH₄} - Demanda química de oxigênio do metano

DQOe - Demanda química de oxigênio efluente

DQOf - Demanda química de oxigênio medida em amostra filtrada

DQOlodo - Demanda química de oxigênio do lodo

DQOremov - Demanda química de oxigênio removida

gDQOcons. - Gramas de DQO consumida

MEV - Microscopia eletrônica de varredura

OG – Óleos e graxas

SDT - Sólidos dissolvidos totais

SS - Sólidos sedimentáveis

SST - Sólidos suspensos totais

SSV - Sólidos suspensos voláteis

ST - Sólidos totais

TDH - Tempo de detenção hidráulica

Y_{obs} - coeficiente de produção de sólidos observado

Θ_c - Tempo de retenção celular ou idade do lodo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Aspectos gerais do tratamento anaeróbio	4
3.1.1 Esgoto	4
3.1.2 Temperatura	6
3.1.3 Nutrientes	9
3.1.4 pH e alcalinidade	10
3.1.5 Sobrecargas hidráulicas	10
3.1.7 Sobrecargas orgânicas	13
3.1.8 Crescimento bacteriano	13
3.2 O reator UASB	14
3.3 Produção e descarte de lodo	18
3.4 Produção de biogás	20
3.5 Vedação do reator	21
3.6 Retorno de lodo aeróbio ao reator UASB	21
3.7 Balanço de massa em reator UASB	23
3.8 Partida	25
3.9 Alimentação do reator	26
3.10 Granulação	27
3.11 Disposição de lodo de fossas sépticas em estações de tratamento de esgoto	29
4 INSTALAÇÕES DO EXPERIMENTO	31
5 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	41
5.1 Características operacionais das fases I e II da pesquisa	41
5.2 Partida do reator UASB	42
5.2.1 Inóculo	44
5.3 Avaliação dos parâmetros físico-químicos	46
5.3.1 – Rotina de monitoramento	48
5.3.2 – Cromatografia a gás para ácidos voláteis	49
5.3.3 – Cromatografia a gás para o biogás	50
5.3.4 – Volume de biogás	51
5.3.5 – Microscopia óptica	51

5.3.6 – Microscopia eletrônica de varredura.....	51
5.3.7 – Descarte de lodo	53
5.3.8 – Retorno de lodo do BAS para o UASB.....	53
5.3.9 – Lançamento de lodo de fossas na ETE Água Vermelha	53
5.4 Análise estatística dos dados de DQO	54
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
6.1 Vazão, TDH e velocidade ascensional.....	56
6.2 Teste de atividade metanogênica no inóculo e no lodo ao término do experimento ..	62
6.3 Microscopia óptica no inóculo	66
6.4 Microscopia no 225º e 280º dia de operação.....	67
6.5 Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	70
6.6 Demanda química de oxigênio (DQO)	71
6.7 Série de sólidos.....	79
6.8 Caracterização do lodo do BAS recirculado para o UASB.....	92
6.9 Produção de sólidos	92
6.10 pH.....	93
6.11 Alcalinidade parcial e total.....	94
6.12 Relação entre Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), DQO e Carbono Orgânico Filtrado (COT _F).....	95
6.13 Ácidos Voláteis.....	96
6.14 Nitrogênio.....	97
6.14 Fósforo Total	100
6.16 Temperatura.....	100
6.17 Produção de Biogás.....	100
6.18 Concentração de metais.....	101
6.19 Eficiência global da ETE Água Vermelha	103
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	105
7.1 Relato operacional	105
7.2 Conclusões.....	108
7.3 Propostas para futuras pesquisas	108
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	110
ANEXO A – Valores dos parâmetros físico-químicos.....	118
ANEXO B – Análise estatística da demanda química de oxigênio (DQO).....	128
ANEXO C – Teste de Atividade Metanogênica Específica.....	137

ANEXO D – Adensamento do lodo do UASB.	140
---	-----

1 INTRODUÇÃO

Esta pesquisa foi desenvolvida na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Água Vermelha, situada no distrito de Água Vermelha, em São Carlos (SP), na sub-bacia do ribeirão Araras, afluente do rio Mogi-Guaçu. O distrito de Água Vermelha possuía em 2003 aproximadamente 630 habitantes, dez unidades comerciais e três industriais, sendo uma de fabricação de artefatos de cimento e duas unidades de uma indústria de fabricação de peças metálicas (KELLNER, 2003).

Também é atendida unidade da empresa TAM - Transportes Aéreos Regionais, com aproximadamente 800 funcionários, sendo, porém, tratados apenas seus efluentes domésticos, cuja vazão corresponde a aproximadamente 30 % da vazão total afluente à ETE.

Até pouco tempo atrás, a ETE operava com sistema de grade fina, caixa de areia e dois conjuntos de lagoas de estabilização no sistema australiano (lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa), com *Licença de Funcionamento a Título Precário*, por não atender aos padrões vigentes de lançamento. No início de 2003, a empresa TAM e o SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto) de São Carlos iniciaram conversação para estabelecimento de parceria que possibilitasse a reforma e ampliação da ETE.

A ETE Água Vermelha é agora constituída de grade fina de limpeza manual; caixa de areia; medidor de vazão tipo Parshall; poço pulmão; reator anaeróbio de manta de lodo (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket); biofiltro aerado submerso (BAS); dispositivo de desinfecção dos esgotos por ultravioleta (UV); leito de secagem de lodo e escada hidráulica.

A adoção de pós-tratamento se faz necessária devido às características do efluente de reatores UASB geralmente não atenderem aos padrões da legislação ambiental (CHERNICHARO, 1997). As tecnologias de pós-tratamento de efluentes anaeróbios que se encontram, atualmente, mais consolidadas são a disposição final no solo, lagoas de polimento, reatores com biofilme, lodos ativados, flotação e desinfecção (CHERNICHARO *et al*, 2001).

Três pesquisas de mestrado, uma para o reator UASB (o presente trabalho), uma para o BAS e outra para a desinfecção por UV, monitoraram a ETE ao longo de 2006, junto ao SAAE São Carlos.

A oportunidade de acompanhar a ETE Água Vermelha desde sua partida possibilitou novos dados de desempenho em escala real que serão úteis como futuros parâmetros de projeto e procedimentos de partida de reatores UASB.

2 OBJETIVO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a partida de reator UASB em escala real, tratando esgoto sanitário sob condições hidráulicas desfavoráveis, com e sem a adição de inóculo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aspectos gerais do tratamento anaeróbio

3.1.1 Esgoto

Metcalf & Eddy (2003) caracterizam o esgoto bruto doméstico, de acordo com a concentração dos constituintes físico-químicos, em concentração elevada, média ou baixa (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição típica do esgoto bruto doméstico.

CONSTITUINTE	CONCENTRAÇÃO (mg/L)		
	Elevada	Média	Baixa
Sólidos Totais	1 200	720	350
Sólidos Dissolvidos Totais	850	500	250
Sólidos Dissolvidos Fixos	525	300	145
Sólidos Dissolvidos Voláteis	325	200	105
Sólidos Suspensos Totais	350	220	100
Sólidos Suspensos Fixos	75	55	20
Sólidos Suspensos Voláteis	275	165	80
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	20	10	5
DBO ₅	400	220	110
COT	290	160	80

Tabela 1: Composição típica do esgoto bruto doméstico.

DQO	1 000	500	250
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	15	8
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo Total	15	8	4
Fósforo Orgânico	5	3	1
Fósforo Inorgânico	10	5	3
Cloretos ¹	100	50	30
Alcalinidade como CaCO ₃ ¹	200	100	50
Óleos e Graxas	150	100	50

Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

¹Dependendo do sistema de abastecimento de água.

Pode-se distinguir na conversão anaeróbia de matéria orgânica quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Hidrólise: processo no qual a matéria orgânica particulada é convertida em compostos dissolvidos de massa molecular mais baixa. Aqui são necessárias exoenzimas produzidas pelas bactérias fermentativas, que degradam proteínas a aminoácidos, carboidratos a mono e dissacarídeos e convertem lipídeos a ácidos graxos de cadeia longa e glicerina. Esta etapa pode ser considerada limitante no processo de digestão anaeróbia, pois sua velocidade é usualmente menor que a das demais etapas de conversão.

Acidogênese: a fermentação acidogênica é realizada por grupo diversificado de bactérias, a maioria anaeróbia obrigatória. Neste processo, os produtos da hidrólise são utilizados pelas bactérias fermentativas, as quais excretam substâncias orgânicas simples (ácidos graxos voláteis de cadeia curta – AGV, álcoois e ácido lático, além de compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, entre outros). Porém, existem também espécies facultativas, com grande importância devido à sua capacidade de consumir o oxigênio dissolvido, às vezes presente, que seria tóxico para as anaeróbias estritas.

Acetogênese: neste processo os produtos da acidogênese são convertidos a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono pelas bactérias acetogênicas.

Metanogênese: aqui os produtos da acetogênese são utilizados pelas arqueias metanogênicas acetoclásticas (fermentam o ácido acético) e hidrogenotróficas (reduzem o dióxido de carbono). No caso do sistema não conter oxigênio, mas oxidantes alternativos como o nitrato e o sulfato, podem ocorrer respectivamente processos de desnitrificação (NO_3 levado a N_2), e de redução de sulfato. Este último é geralmente indesejável, pois as bactérias redutoras de sulfato (BRS) competem pelo substrato com as arqueias metanogênicas, diminuindo a produção de metano, além de formar gás sulfídrico, que é corrosivo, confere odor desagradável e pode também ser tóxico à metanogênese. No entanto, a redução anaeróbia de sulfato pode ser interessante quando se visa à remoção deste íon para reúso do efluente em processo industrial, além de auxiliar no controle da toxicidade por metais pesados devido à baixa solubilidade dos compostos formados por estes e os sulfetos.

Dentre os fatores ambientais que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia, segundo Foresti *et al.* (1999), estão: temperatura, nutrientes, pH, alcalinidade, sobrecargas hidráulicas e orgânicas e o crescimento bacteriano.

3.1.2 Temperatura

A coleta de dados tem demonstrado que até 28 °C de temperatura do ar, aproximadamente, a temperatura do esgoto é geralmente um pouco superior à temperatura ambiente, mesmo no inverno, uma vez que o esgoto gerado nas casas é levemente aquecido e escoado protegido por uma tubulação enterrada. Acima desse valor a situação se inverte (JORDÃO & PESSOA, 2005).

A temperatura altera a velocidade do metabolismo microbiano, o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos (especialmente lipídeos abaixo de 20 °C). Na faixa de temperatura entre 20 °C e 25 °C, a velocidade específica de utilização de substrato é a metade da atingida a 35 °C. É importante lembrar que a velocidade global de remoção do substrato está associada também à concentração de microrganismos ativos.

A temperatura é um fator ambiental de extrema importância em qualquer processo biológico, tendo influência nas atividades metabólicas da população microbiana, inibindo ou favorecendo seu crescimento (CARRASCO, 1992).

Singh & Viraraghavan (2003) estudaram a viabilidade de tratamento de esgotos municipais em reator UASB, de aproximadamente 1 m³, a temperaturas de 32, 20, 15, 11 e 6 °C, aplicando vários TDHs entre 48 e 3 horas, durante aproximadamente 900

dias. Após 20 dias da partida foi atingida remoção entre 40 e 60 % para DQO. A partida durou em torno de 60 dias, atingindo então eficiência de 80 a 85 % de remoção de DQO. Para TDH de 6 horas, acima de 11 °C, o reator apresentou boas eficiências de remoção. Quando o TDH foi reduzido para 4 e 3 horas houve decréscimo de remoção. Similarmente, quando a temperatura foi reduzida de 11 para 6 °C o reator exibiu condições instáveis, ocorrendo quedas de remoção de DQO e DBO para 30 a 40 %. Foi observado que no TDH de 3 horas, para as temperaturas de 20 e 30 °C, houve aumento dos sólidos suspensos no efluente, possivelmente devido ao aumento da velocidade ascensional. Em todas as temperaturas estudadas, exceto a 6 °C, houve 80 a 90 % de eficiência de remoção de SS, mostrando que a temperatura não afeta significativamente a remoção de SS. Este bom desempenho é atribuído aos grânulos de lodo existentes no leito de lodo. A Tabela 2 mostra as eficiências de remoção de DQO e DBO para diferentes temperaturas encontradas no estudo de Singh & Viraraghavan (2003).

Tabela 2 – Eficiências de remoção de DQO e DBO em (%) para diferentes temperaturas.

Temperatura (°C)	Efic. remoção de DQO	Efic. remoção de DBO
6	60	58
11	79	75
15	81	79
20	84	88
32	87	86

Fonte: Singh & Viraraghavan (2003).

O trabalho mostrou que é possível a partida de reator UASB a baixas temperaturas para esgotos municipais em regiões frias (temperaturas médias no verão entre 15 e 20 °C). Reatores UASB podem ser projetados de forma otimizada para TDHs de 6 a 10 horas, para temperaturas acima de 11 °C. Comparado à qualidade típica requerida para o efluente de 30 mg/L de DBO e SS, o reator do estudo conseguiu atender apenas ao limite de SS requerido. As altas concentrações de DBO no efluente (35 a 75 mg/L) foram atribuídas à possível presença de produtos solúveis das bactérias que não podiam ser degradados em baixas temperaturas e baixos TDHs, portanto seria necessária a adição de um pós-tratamento para atender aos padrões de lançamento.

Ekman *et al.* (2000) estudaram a partida do reator UASB (RALF) da cidade de Caxias do Sul – RS, com temperaturas médias de 16 °C, de janeiro de 1999 a julho de 2000. O sistema é constituído de gradeamento, duas unidades de desarenação, um UASB (com volume de 1 000 m³ e formato tronco-cônico) e dois leitos de secagem. A partida ocorreu em 1998, quando então o reator recebia esgoto apenas 2 horas por dia. Em janeiro de 1999 iniciou-se o monitoramento e foram adicionadas cinco cargas (de 8 m³ cada uma) de lodo descartado da cidade de São Leopoldo (RS). Em março de 1999 iniciou-se o tratamento do esgoto, que chegava a ETE durante apenas 12 horas por dia. A partir de abril, passou-se a tratar todo o esgoto afluyente durante 24 horas por dia. A vazão média atual é de 14 L/s, bastante inferior à de projeto (46 L/s). O TDH do reator é de 36 horas. No primeiro ano de operação, a remoção de DBO e DQO sofreu grande redução na eficiência nos meses mais frios, ressaltando que o reator ainda não havia alcançado a estabilidade operacional. Nos últimos meses de 1999 o reator apresentou eficiências compatíveis com o esperado. No segundo ano de tratamento as variações não foram tão grandes e a eficiência de remoção foi consideravelmente maior que no mesmo período do ano anterior, principalmente nos meses mais frios, onde se manteve superior a 50 %, indicando possível estabilização do reator. A remoção de SS oscilou bastante, fator atribuído no primeiro ano às variações de carga hidráulica, além da infiltração de esgoto pluvial na rede coletora de esgoto. No segundo ano as oscilações foram menores, mas a eficiência situou-se abaixo de 50 % para os meses de junho e julho, quando a temperatura afluyente atingiu 14 °C. A temperatura do afluyente foi apontada como sendo um dos principais problemas na busca da eficiência desejada.

A comparação destes dois trabalhos ilustra que na transferência da tecnologia para a escala real, vários fatores interferem na obtenção das eficiências esperadas.

Speece & Kem* (1970) *apud* Carrasco (1992), estudaram o efeito das variações de temperatura de curta duração na produção de metano, usando biodigestores mesofílicos (35 °C), alimentados com lodo bruto. Verificaram que a produção de metano foi particularmente sensível às variações de temperatura e parou quando a temperatura atingiu 20 °C. Quando a temperatura retornou a 35 °C a produção de gás foi recuperada sem demora. Concluiu-se então que a resposta a mudanças bruscas de temperatura provoca a parada temporária da atividade, o que pode acarretar o colapso

* SPEECE, R.E., KEM, J.A. (1970). The effect of short temperature variations on methane production. *Journal Water Pollution Control Federation*. v. 42, n.11, pp. 1990-1997, nov.

do processo se a taxa de carregamento for inicialmente elevada e não for diminuída ou interrompida, simultaneamente à mudança de temperatura.

Rowe* (1971) *apud* Carrasco (1992) estudou a digestão anaeróbia de esgoto doméstico nas faixas mesofílica e termofílica e determinou que quando a temperatura diminui a ação das bactérias também diminui. Atingindo a temperatura de 10 °C, a atividade praticamente cessou. A concentração de nitrogênio amoniacal aumentou durante a digestão mesofílica, mas a digestão termofílica produziu ainda maior concentração de amônia. A alcalinidade foi a mesma para 35 e 55 °C, enquanto os ácidos voláteis no final do experimento apresentaram maiores concentrações a 35 °C do que a 55 °C. Houve, portanto, maior eficiência no digestor operado a 55 °C.

3.1.3 Nutrientes

Geralmente a relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para suprir as necessidades macro nutricionais (CHERNICHARO, 1997).

O nitrogênio orgânico presente no esgoto fresco está quase todo combinado sob forma de proteína, aminoácidos e uréia; as bactérias no seu trabalho de oxidação biológica transformam o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos e finalmente em nitratos. A concentração com que o nitrogênio aparece sob estas várias formas indica a idade do esgoto ou a sua estabilização em relação à demanda de oxigênio. Os nitritos são muito instáveis no esgoto e se oxidam facilmente para a forma de nitratos. Sua concentração raramente excede 1,0 mg/L no esgoto (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

O fósforo existe na forma orgânica e inorgânica. O primeiro se encontra combinado à matéria orgânica, em proteínas e aminoácidos, e o segundo sob a forma de orto e polifosfatos.

O enxofre também é considerado nutriente essencial para a metanogênese em concentração normalmente igual ou levemente superior ao fósforo (FORESTI *et al.*, 1999). Ele pode ser obtido de sulfetos e de proteínas.

Dentre os micronutrientes destacam-se Ferro, Cobalto, Níquel e Zinco (FORESTI *et al.*, 1999).

* ROWE D.R. (1971). Anaerobic sludge digestion mesophilic-thermophilic. *Water & Sewage works*. Chicago, v. 118, n.03, p. 74-76, mar.

Os esgotos domésticos dificilmente apresentam deficiências nutricionais, sendo motivo de preocupação apenas no pós-tratamento, onde será necessário reduzir a concentração de macronutrientes (FORESTI *et al.*, 1999).

3.1.4 pH e alcalinidade

O tratamento em reatores anaeróbios de alta taxa dificilmente irá requerer atenção especial à manutenção do pH na faixa entre 6,5 e 7,5 devido à predominância do sistema carbônico (H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}). Valores baixos de pH poderão ocorrer quando da decomposição de compostos facilmente degradáveis como açúcares e amido na rede coletora, produzindo ácidos orgânicos (FORESTI, 1999), pois implicará em afluente à ETE já com altas concentrações de ácidos.

Nos casos em que ocorra queda do pH, pode ser necessária a adição de alcalinidade, fator que pode afetar economicamente o tratamento anaeróbio em relação ao aeróbio.

É importante a distinção entre alcalinidade a bicarbonato e alcalinidade total (que inclui a alcalinidade a AGV). A alcalinidade a bicarbonato (parcial) é a total menos a alcalinidade equivalente a AGV (SPEECE, 1996). A alcalinidade parcial está relacionada à presença de íons bicarbonato, responsáveis pelo tamponamento do sistema no valor de pH desejado para as atividades biológicas; a alcalinidade total, por sua vez, inclui todos os compostos capazes de neutralizar ácidos.

3.1.5 Sobrecargas hidráulicas

Ainda há poucos dados referentes a sobrecargas hidráulicas na literatura, mas acredita-se que provoquem perda de sólidos orgânicos no efluente, que contribuem para aumento significativo da DQO efluente.

Chernicharo (1997) lembra que existe estreita relação entre a velocidade superficial de fluxo (ou velocidade ascensional), a altura do reator e o TDH. Para a vazão média a velocidade deve estar entre 0,5 e 0,7 m/h, para a vazão máxima entre 0,9 e 1,1 m/h e para picos temporários de 2 a 4 horas as velocidades devem ficar abaixo de 1,5 m/h.

Lettinga & Hulshoff-Pol* (1991) *apud* METCALF & EDDY (2003) citam que para esgotos domésticos a velocidade ascensional deve estar entre 0,8 e 1,0 m/h, com valores médios de 0,7 m/h. Para esgotos de baixa concentração a menor velocidade permitida e a altura do reator determinarão o volume do UASB. Para esgotos muito concentrados (“fortes”) ele será determinado pela COV aplicada (METCALF & EDDY, 2003).

Versiani *et al.* (2005) avaliaram os fatores associados ao desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais e aplicado ao tratamento de esgotos tipicamente domésticos. A unidade experimental de 22 m³ foi monitorada por 270 dias, divididos em 4 fases operacionais, segundo os seguintes tempos de detenção hidráulica: 9, 7, 5 e 3 horas, conforme descrito na Tabela 3.

Os resultados obtidos mostram que a fase III foi a que apresentou melhores resultados, exceto em relação à eficiência de remoção de SST, cuja maior eficiência ocorreu na fase IV. A velocidade ascensional apresentou-se como importante fator interveniente no desempenho do processo. Velocidades abaixo de 1,0 m/h favoreceram o desempenho da unidade, provavelmente devido a uma maior adsorção e captura de sólidos afluentes na própria manta de lodo. Inversamente, a velocidade ascensional superior ao limite de 1,0m/h implicou na piora no desempenho da unidade, podendo ter acontecido um aumento na força hidráulica de cisalhamento, promovendo uma desagregação dos sólidos capturados.

Tabela 3 - Condições operacionais e eficiências médias de remoção em reator UASB.

Parâmetros		Fases			
		I	II	III	IV
Vazão afluente	(m ³ /h)	2,5	3,6	4,3	7,2
	(m ³ /d)	60,5	86,4	103,7	172,8
Tempo de detenção hidráulica	(h)	9	7	5	3
Carga orgânica volumétrica	(kgDQO/m ³ .d)	1,2	1,5	1,7	3,1
Carga hidráulica volumétrica	(m ³ /m ³ .d)	2,8	3,9	4,7	7,9
Velocidade ascensional afluente	(m ³ /h)	0,6	0,8	1,0	1,6
Eficiência de remoção	(%)				
DQO		64	68	81	77

* LETTINGA, G. HULSHOFF POL, L.W. (1991). UASB – process design for various types of wastewaters. *Water Science and Technology*, v. 24, n. 8, pp 87-107.

Tabela 3 - Condições operacionais e eficiências médias de remoção em reator UASB.

DBO	71	75	80	68
SST	78	82	89	90

Fonte: Versiani *et al.* (2005).

Oliva (1997) concluiu da operação de reator UASB de 18 m³ submetido a sobrecargas hidráulicas que as características da manta e leito de lodo (altura, densidade, etc.) eram diferentes a cada ensaio, evidenciando que as condições de sobrecarga hidráulica podem ser determinantes na ocorrência de curtos-circuitos nos reatores UASB. Esta autora também relata que a aplicação de vazões duas vezes maiores que a vazão normal de operação provoca aumento imediato de DQO efluente, até que o pulso seja interrompido.

A Tabela 4 resume as eficiências de remoção de DQO e SST, em porcentagem, para estudos em escala de bancada, piloto e real. Observa-se nesta tabela que três dos trabalhos em ETE real necessitavam operar em TDHs muito superiores aos de projeto, devido à baixa vazão afluente. Observa-se também que para escalas de bancada e piloto as eficiências médias de remoção de DQO e SST são respectivamente 70 e 80 %; em escala real, diminuem para uma média de 60%.

Tabela 4 - Eficiências de remoção de DQO em UASB.

Referência	TDH (h)	Efic. DQO (%)	Efic. SST(%)	Volume do reator (m ³)
Versiani, 2005	9	64	78	22,0
	7	68	82	
	5	81	89	
	3	77	90	
Carvalho <i>et al.</i> , 2005	10	60	variável	0,16
Gonçalves <i>et al.</i> , 1998	8	73	73	0,46
	6	76	78	
	4	68	74	
Singh & Viraraghavan, 2003	6 e 4	84	90	1,0
Silva & Gonçalves, 2005	7	62	72	28
Vieira <i>et al.</i> , 2005	46	65 (até a 8 ^a semana – 34)	65 (a partir da 15 ^a semana)	Q = 25 L/s ⁽¹⁾ / escala real
Ekman <i>et al.</i> , 2000	37	50	<50	1000 / escala real

Tabela 4 - Eficiências de remoção de DQO em UASB.

	(2)	60	Muito variável	Q = 40 L/s ⁽¹⁾ / escala real
Gomes & Chernicharo, 2005	8,4	60	59	
	9,0	70	70	
	6,5	59	76	120 / escala real
Vieira, 1988 ⁽³⁾	7,4	59	56	
	4,7	50	73	

⁽¹⁾ os autores não informaram o volume do reator no trabalho, apenas sua capacidade nominal de projeto.

⁽²⁾ a operação é intermitente, com vazão de alimentação de 11 a 13 horas por dia (dias normais) e 16 a 18 horas por dia (alta temporada).

⁽³⁾ *apud* Carrasco (1992).

3.1.7 Sobrecargas orgânicas

O equilíbrio entre as colônias de microrganismos responsáveis pela digestão do efluente pode ser afetado por sobrecargas orgânicas durante o período de adaptação, levando a predominância da fermentação ácida sobre a metanogênica, prejudicando a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos.

Cargas orgânicas extremamente elevadas, da ordem de 45 kgDQO/m³.d, têm sido aplicadas com sucesso em instalações piloto (CHERNICHARO, 1997). Para o caso de tratamento de esgotos de baixa concentração (esgotos domésticos), a carga orgânica não é o fator limitante, uma vez que a mesma é quase sempre inferior a 2,5 - 3,0 kgDQO/m³.d.

3.1.8 Crescimento bacteriano

Outro fator importante na digestão anaeróbia é a atividade metanogênica. A concentração de biomassa no reator está ligada à concentração de sólidos voláteis em suspensão (SSV), portanto a atividade metanogênica do lodo pode ser obtida pela relação entre quantidade de DQO convertida em metano (CH₄), por unidade de tempo, e a concentração de SSV. O teste de atividade metanogênica específica (AME) baseia-se

nestes fundamentos e tem sido utilizado no monitoramento do desempenho de reatores anaeróbios.

Existem apenas dois gêneros de arqueias metanogênicas capazes de metabolizar acetato: *Methanosaeta* e *Methanosarcina*. As *Methanosarcina*, além de utilizarem acetato, são capazes de utilizar também H_2 , CO_2 , $(CH_3)_2S$ e CH_3SH . Porém, a *Methanosarcina* utiliza preferencialmente os compostos de um carbono ao invés de acetato, enquanto a *Methanosaeta* somente é capaz de usar acetato. Espécies de *Methanosaeta* são predominantes em relação à *Methanosarcina* em (SMITH, 2006):

- a) grânulos de digestores de lodo;
- b) reatores que tratam ao mesmo tempo resíduos sólidos municipais e esgoto;
- c) reatores UASB.

Durante a partida de reatores anaeróbios, espécies de *Methanosarcina* são frequentemente predominantes graças às altas concentrações de acetato; entretanto, com a estabilização do bioreator e alcance da estabilidade operacional, há um decréscimo na concentração de acetato e as espécies de *Methanosaeta* substituem as de *Methanosarcina*. A *Methanosaeta* possui crescimento lento, de 2 a 12 dias de tempo de geração (SMITH, 2006).

3.2 O reator UASB

Possui várias denominações no Brasil (RAFA, DAFA, RAFAALL, RALF, entre outros), mas consagrou-se no mundo todo pela nomenclatura original inglesa dada por Lettinga: UASB – Upflow anaerobic sludge blanket. (FORESTI, 1999).

Não possui material de enchimento; a imobilização ocorre pela formação de flocos ou grânulos densos suspensos. Sua grande vantagem está na configuração que lhe permite o desenvolvimento de elevada quantidade de biomassa ativa (MacLeod *et al.*, 1990) com elevado tempo de retenção celular, possibilitando a acomodação de altas cargas volumétricas, com curto TDH. Possui também adequada agitação e mistura hidráulica e conseqüente contato da biomassa com o substrato, promovidos pelo fluxo das bolhas de gás geradas na decomposição da matéria orgânica. Desempenha, portanto, função de decantador primário, reator biológico, decantador secundário e digestor de lodo.

O lodo do fundo do reator é bastante denso (4 % a 10 %, ou seja, em torno de 40 000 a 100 000 mgST/L) e com excelentes características de sedimentação, podendo

ocorrer grânulos de 1 a 5 mm de diâmetro, de acordo com a natureza do inóculo, das características do afluente e das condições operacionais do reator. É nesta zona que ocorre a maior parte da remoção do substrato (CHERNICHARO, 1997).

Ainda segundo Chernicharo (1997), acima do leito de lodo é formada a manta de lodo, onde o crescimento microbiano ocorre de forma mais dispersa, com menores velocidades de sedimentação. A concentração de lodo nessa zona varia normalmente de 1,5 a 3 %. O movimento ascensional das bolhas de biogás e do fluxo de esgoto é que promovem a mistura do sistema, por isso pode ser necessária uma forma adicional de mistura na partida (como recirculação do gás ou do efluente), visto que a produção de biogás é baixa.

A configuração de reator do tipo circular é adequada para atendimento de pequenas populações, usualmente com unidade única, por serem mais econômicos do ponto de vista estrutural. Para o atendimento de populações maiores, quando a modulação se torna necessária, os reatores retangulares passam a ser mais indicados, uma vez que uma parede pode servir a dois módulos contíguos (CHERNICHARO, 1997).

Reatores UASB têm como parâmetros de controle operacional o tempo de retenção de sólidos, o tempo de detenção hidráulica, as cargas volumétricas orgânicas e hidráulicas e a velocidade ascensional. A massa de sólidos na manta de lodo é parâmetro de controle do tempo de residência celular e serve para a caracterização da atividade metanogênica do processo anaeróbio. Para esgotos sanitários que não apresentam grandes variações em sua composição físico-química, variar o TDH representa variar inversamente as cargas volumétricas, orgânicas e hidráulicas aplicadas e a velocidade ascensional (VERSIANI *et al.*, 2005).

Leitão *et al.* (2005) comentam que o comportamento hidrodinâmico da manta de lodo nos reatores UASB ainda não está esclarecido. Esta falta de informação faz com que o projeto e a operação destes reatores sejam realizados pelo método de tentativa e erro, principalmente no que diz respeito à altura apropriada da manta de lodo ou o espaço entre a manta e o separador de fases. O sistema de tratamento anaeróbio baseado em reator UASB tem sido bastante pesquisado no Brasil principalmente por ser um sistema bem adaptado às condições climáticas e operacionais disponíveis. Segundo Chernicharo (1997), o Brasil tem experiências bem sucedidas com estes reatores em diversas localidades do Paraná, São Paulo, Paraíba e Minas Gerais, sendo forte indicativo do potencial destes para o tratamento de esgotos domésticos.

Além Sobrinho & Jordão (2001) citam que no começo da década de 80 iniciaram-se os estudos no Brasil relacionados ao reator UASB. Sua simplicidade, altas taxas de tratamento, produção de lodo já estabilizado e custo atraente o fizeram merecedor da atenção de vários grupos de pesquisadores e engenheiros da área de tratamento de esgotos. Destacaram-se inicialmente a CETESB, a Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP), o Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo (IPT) e especialmente a Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, que foi responsável pelo início e difusão da aplicação prática desses reatores anaeróbios.

Os mesmos autores ressaltam, contudo, que a exploração inadequada destes reatores para o tratamento de esgotos sanitários e despejos industriais, por alguns profissionais de conhecimento deficiente a respeito do sistema depurador, levou a resultados inferiores aos prometidos, desgastando a credibilidade destes reatores junto a vários órgãos estaduais e municipais de saneamento básico e a órgãos de controle de poluição das águas. Porém, a continuidade dos estudos e pesquisas com reatores UASB, bem como a seleção de melhores concepções destes reatores dentre as desenvolvidas pela equipe da SANEPAR (que os denomina RALF – reator anaeróbio de leito fluidizado), com elevado número de unidades implantadas no Paraná, na década de 90, e mais recentemente os trabalhos de pesquisa e divulgação da UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais) e do grupo PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), os reatores UASB vem retomando sua credibilidade, com a sua utilização em vários estados do país.

Estes reatores têm apresentado vantagens em relação aos sistemas convencionais aeróbios de tratamento de esgoto, como lodos ativados, pois substituem os decantadores primários e reduzem, aproximadamente, 70% da carga orgânica (em termos de DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio) que segue para o pós-tratamento, diminuindo assim o consumo de oxigênio necessário para a estabilização da matéria orgânica.

Oliveira & von Sperling (2005) avaliaram 166 ETEs em operação nos estados de Minas Gerais e São Paulo, entre janeiro de 1995 e agosto de 2003, compreendendo diversas tecnologias. Esses autores observaram grande variabilidade nas concentrações afluentes e efluentes, considerando todos os constituintes analisados e todas as modalidades de tratamento. Foram analisadas 30 ETEs com reatores UASB operando isoladamente que apresentaram desempenhos um pouco aquém do reportado pela literatura, considerando as concentrações de DQO, nutrientes e coliformes fecais (CF).

A eficiência de remoção de DQO e DBO foi melhor, quando comparada aos dados da literatura do que os dados de SST e nutrientes, que apresentaram fraco desempenho. Os autores ressaltam que as condições de carga hidráulica e orgânica aplicada, do nível de operação, de aspectos hidráulicos e de fatores de projeto e de construção exercem uma grande influência no desempenho das ETEs, aspectos que não foram considerados no referido trabalho, que procurou apenas apresentar um diagnóstico da realidade do tratamento de esgotos no Brasil, considerando as principais tecnologias de tratamento, em termos da qualidade de seu efluente. Estes resultados retratam a realidade ora vivenciada, mas não o potencial de cada uma das tecnologias investigadas, que podem atingir desempenhos superiores aos apresentados.

Embora boa parte das unidades instaladas não seja seguida de pós-tratamento e também não atenda ao limite de DBO de 60 mg/L (CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), alguns exemplos pioneiros encontram-se em funcionamento, como:

- a) os filtros biológicos percoladores, já instalados nas três ETEs de Londrina – PR;
- a) os sistemas de lodos ativados instalados na ETE Piracicamirim, de Piracicaba – SP;
- a) os biofiltros aerados submersos instalados no Espírito Santo e em Minas Gerais (Além Sobrinho & Jordão, 2001).

Além Sobrinho & Jordão (2001) ressaltam ainda o tratamento físico-químico, com aplicação de cloreto férrico e polieletrólito e separação dos flocos por flotação com ar dissolvido, que já se encontram em operação em Campo Largo – PR e em Uberlândia – MG, além de sistema com separação de flocos por decantação com lamelas que se encontra em Cascavel – PR. Segundo estes autores, existe hoje uma grande tendência de utilização de reatores UASB seguidos de sistemas biológicos aeróbios para remoção de matéria orgânica (obtendo DBO efluente inferior a 30 mg/L) e mesmo para a nitrificação do efluente final (obtendo nitrogênio amoniacal inferior a 5 mg/L).

Jordão & Pessoa (2005) relatam que no início o reator UASB era aplicado exclusivamente a esgotos com alta concentração de DQO ou DBO, como é o caso de despejos industriais específicos. Esgotos domésticos com baixa concentração de matéria orgânica só vieram a ter este processo aplicado com êxito a partir da metade dos anos 90. Comentam ainda que devido à sua operação extremamente simples e econômica este processo tem sido estudado e aprimorado principalmente em países em

desenvolvimento, como Brasil, Colômbia, México e Índia, além da Holanda, onde surgiu.

Rennó & d'Ávila (2005) comentam que tem sido expressivo o número de unidades de tratamento anaeróbio com reatores tipo UASB para efluentes domésticos projetadas e implementadas no estado de Minas Gerais nestes últimos anos. Após o início de operação de algumas dessas unidades, têm sido constatadas diferentes eficiências nos tratamentos e vários tipos de problemas operacionais, que se não identificados corretamente e solucionados tecnicamente poderão vir, no futuro, a comprometer a utilização efetiva desse tipo de tratamento, que tem a qualidade de seu efluente e os custos compatíveis com as necessidades de países como o Brasil.

3.3 Produção e descarte de lodo

Vieira* (1988) *apud* Carrasco (1992) reportou os resultados do funcionamento de reator UASB em escala real (120 m³) para tratamento de águas residuárias domésticas, operado nas temperaturas de 21 a 25 °C em diferentes TDHs (8,4; 9,0; 6,5; 7,4 e 4,7 horas). A produção de lodo foi aproximadamente de 45 a 60 kgSST/1 000 m³ de esgoto tratado ou 0,15 a 0,20 kgSST/kgDQOafl.

Gomes & Chernicharo (2005), monitorando o sistema de tratamento de esgotos de Bonito – MS (composto de tratamento preliminar, UASB e infiltração no solo), relatam que apesar da aparente deficiência no protocolo de descarte do lodo do reator UASB, que possivelmente ocasionou maior perda de sólidos no efluente, o sistema apresentou desempenho considerado muito bom. O monitoramento foi de 15 meses, com vazão de alimentação intermitente de 23 L/s, com tempos médios de funcionamento da bomba elevatória de 11 a 13 h/d (dias normais) e 16 a 18 h/d (alta temporada). O descarte para o leito de secagem foi feito com intervalo de 90 dias.

De um modo geral, estes autores notaram um melhor desempenho do UASB nos seis primeiros meses de operação, quando as concentrações no efluente se mantiveram abaixo de 80 mg/L de DBO e 150 mg/L de DQO, e as eficiências usualmente entre 70 e 80 % para DBO e 60 e 75 % para DQO. Após este período inicial de excelente desempenho, observa-se que a DBO e DQO do efluente passaram a ser próximas a 100 mg/L e 200 mg/L, respectivamente, com ciclos de melhoras que correspondem a

* VIEIRA, Sonia M.M. (1988). Anaerobic treatment of domestic sewage in Brasil - Research results and full-scale experience. In: PROCEEDINGS OF THE FIFTH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, Bologña: Itália, pp. 185-196.

aproximadamente 3 meses. Muito possivelmente, estes ciclos estão relacionados à rotina de descarte do lodo, feita em média a cada 3 meses. Após os descartes deve ocorrer diminuição da perda de sólidos suspensos no efluente, melhorando sua qualidade. Consideraram, portanto, este intervalo entre descartes como excessivo, por ter provocado aumento da perda de sólidos no efluente com picos de até 150 mgSST/L.

A retenção de sólidos na manta de lodo é diretamente influenciada pela velocidade ascensional dos esgotos e pelas características de sedimentação dos flocos/grânulos de lodo. A velocidade ascensional pode, no entanto, apresentar dois efeitos opostos. Velocidades mais baixas promovem o aumento da colisão entre sólidos suspensos afluentes e a manta de lodo, permitindo a adsorção e a captura destes, além de facilitar a separação das bolhas de gases formadas na superfície da biomassa. Inversamente, velocidades mais elevadas tendem a aumentar a força hidráulica de cisalhamento, possibilitar a desagregação dos sólidos capturados e conseqüentemente reduzir a sua capacidade de sedimentação e de permanência na manta de lodo (MAHMOUD *et al.*, 2003).

Versiani *et al.* (2005), relataram as variações na concentração de sólidos na manta de lodo mostradas na Tabela 5. Observou-se que embora elevadas concentrações de sólidos tenham sido alcançadas (superiores a 10 %), em função da não realização de descarte de lodo ao longo da pesquisa, o desempenho do reator manteve-se satisfatório, apresentando pH médio igual a 7,0 e concentrações médias efluentes de 97 mg/L de DQO, 41 mg/L de DBO e 36 mg/L de SST, as quais mostraram-se adequadas ao padrão de lançamento de 60 mg/L de DBO e SST. No entanto, os autores recomendam a continuidade da investigação do reator UASB quando submetido a elevados acúmulos de sólido na manta de lodo, por se tratar de uma importante informação para a rotina operacional. O acúmulo de sólidos tende por um lado a comprometer a qualidade do efluente tratado; por outro, a sua retirada requer procedimentos de manejo, desidratação e destinação final do material.

Tabela 5 - Variação da concentração de sólidos na manta de lodo e massa de sólidos acumulada

Ponto de amostragem	Volume da manta (m ³)	Altura do ponto de amostragem (m)	ST (kg/m ³)	SVT (kg/m ³)	ST (kg)	SVT (kg)
P1	2,65	0,54	120-160	78-100	424	265

Tabela 5 - Variação da concentração de sólidos na manta de lodo e massa de sólidos acumulada

P2	2,16	0,98	42-120	29-66	259	151
P3	2,55	1,50	32-53	19-28	153	128
Comp. de digestão	7,40	-	113 (11,3 %)	74 (7,4 %)	836	544

Fonte: Versiani *et al.* (2005).

3.4 Produção de biogás

O gás gerado a partir da decomposição anaeróbia em meio líquido inclui os produtos típicos dessa atividade bacteriana: CH₄, CO₂ e N₂. Além destes componentes estão presentes com menos frequência e em pequena quantidade o H₂, H₂S e CO.

Singh & Viraraghavan (2003) obtiveram aumento da produção de biogás com a diminuição do TDH e da temperatura. Este fato deveu-se ao aumento da taxa de carregamento orgânico ocorrida com a diminuição do TDH. A porcentagem de metano no total do biogás aumentou com a diminuição da temperatura e do TDH (para TDH superiores a 4 horas). Este fato pode ser atribuído ao aumento da solubilidade dos gases, que está associado com a diminuição da temperatura, assim como ao aumento dos diferentes graus destas solubilidades entre o metano, o dióxido de carbono e outros componentes do biogás. Devido ao aumento da solubilidade dos gases com a redução da temperatura, mais de 50 % da produção estimada de metano pode ser perdida como metano dissolvido (pela lei de Henry).

Segundo Speece* (1983b) citado em Carrasco (1992), a produção de metano, a partir da remoção da matéria orgânica, expressa em termos de DQO, pode ser determinada conforme a relação estequiométrica expressa na eq.(1):

Assim, um mol, 22,4 litros em condições padrão de temperatura e pressão – CNTP (273,15 K e 101,325 kPa) - de metano é equivalente a 2 moles de oxigênio ou 64

* SPEECE, R.E. Review (1983b) - Environmental requirements for anaerobic digestion of biomass. In: ADVANCES IN SOLAR ENERGY: an anual review of research and development. Philadelphia: Environmental Studies Institute, Drexel University. 70 p.

gramas de DQO. Por esta razão, a redução de 1 grama de DQO é equivalente à produção de 0,35 litros de metano.

Desta equivalência obtêm-se a correlação dada pela eq.(2).

$$G = 0,35Q * (S_0 - S) \quad (2)$$

Onde:

G = taxa de produção de gás (L^3T^{-1});

Q = volume de despejo por unidade de tempo (L^3T^{-1});

S_0 = concentração de substrato no afluente em massa/volume;

S = concentração de substrato no efluente em massa/volume.

O valor encontrado deve ser corrigido em função da temperatura e pressão

3.5 Vedação do reator

Rennó & d'Ávila (2005), em estudo na ETE Bacia do Santana com quatro reatores de 2 000 m³, recomendaram o uso de campânulas de fibra de vidro em reatores pela dificuldade de impermeabilização do concreto contra vazamento de gás. Estes autores relataram problemas operacionais com controle de odores, que deflagraram a necessidade de intervenção na unidade para a instalação de cobertura nos reatores para seu controle e minimização. Também comentam a necessidade de maior discussão quanto à especificação e instalação de medidores de gás.

3.6 Retorno de lodo aeróbio ao reator UASB

Cosentino *et al.* (2005) lembram que os custos envolvidos no tratamento e disposição final do lodo giram em torno de 50 % dos custos operacionais das ETEs. Os lodos gerados em processos aeróbios precisam ser estabilizados antes da disposição final e a digestão anaeróbia é o processo mais antigo empregado para tal. A partir de 1996, sistemas anaeróbios-aeróbios, do tipo UASB + Lodos Ativados, vem sendo investigados para o tratamento de águas residuárias, visando manter a alta qualidade do efluente do reator de lodo ativado, mas reduzindo custos pelo pré-tratamento anaeróbio. Nesses sistemas, o UASB poderia também ser usado para estabilizar o lodo aeróbio produzido no reator aerado. Desta maneira, estes pesquisadores realizaram uma

investigação experimental avaliando a viabilidade técnica de estabilização de lodo aeróbio em reatores UASB, tratando esgoto concomitantemente. Foram monitorados 4 reatores, alimentados com esgoto sanitário e com TDH de 6 horas. Os reatores 2, 3 e 4 receberam cargas adicionais de lodo de 20, 40 e 60 % da carga orgânica de esgoto (2,8 kgDQO/m³.d). Os resultados mostraram que a estabilização do lodo aeróbio em reatores UASB era factível para a carga de 60 %. A estabilidade operacional em termos de pH e AGV não foi afetada. O desempenho quanto à remoção de DQO foi superior a 70 % e o lodo estabilizado apresentou percentagens de SSV menores que 17 %.

Pontes *et al.* (2004) estudaram um sistema UASB + FBP (filtro biológico percolador) em escala piloto. Em seu estudo relataram que o retorno de lodo aeróbio pode provocar aumento no teor de polímeros extracelulares e diminuição no tamanho de partículas, nos pontos de maior altura do reator anaeróbio, prejudicando a sedimentabilidade do lodo.

Pontes & Chernicharo (2005) avaliaram o efeito da recirculação ou não de lodo aeróbio sobre as características da biomassa em reator UASB. Concluíram que a estabilidade, a atividade metanogênica específica e a distribuição granulométrica do lodo não foram afetadas de maneira significativa pelo retorno de lodo aeróbio, embora o teor médio de proteínas e lipídeos extracelulares tenha apresentado diferença estatisticamente significativa da fase sem retorno de lodo para a fase com retorno de lodo.

Veronez (2001) avaliou o desempenho de um reator UASB no tratamento de esgoto sanitário bem como no adensamento e digestão de lodo de descarte de quatro biofiltros aerados submersos na ETE experimental da Universidade Federal do Espírito Santo, projetada para população de 1 000 habitantes. O reator UASB se mostrou eficiente no tratamento de esgoto sanitário quando submetido a um TDH médio de 7 horas, produzindo um efluente com características médias de 52 mg/L (SST), 161 mg/L (DQO) e 95 mg/l (DQOfiltrada). As elevadas concentrações de ST (5 %) e os teores de SV/ST (66 %) encontrados no fundo do reator UASB indicam o bom funcionamento deste como unidade de adensamento e digestão de lodo aeróbio, descartando a necessidade de uma unidade de adensamento de lodos. Os resultados obtidos indicam que o reator UASB, além de possibilitar uma redução da matéria orgânica afluyente aos biofiltros, preservando suas características básicas de eficiência e estabilidade no tratamento de esgoto, teve condições de receber o lodo aeróbio de

descarte sem reflexo negativo no tratamento, sendo uma opção tecnológica viável e muito interessante dos pontos vista econômico e operacional.

Silva *et al.* (2005) deram continuidade ao estudo de Veronez (2001), avaliando através de AME o desempenho da biomassa de reator UASB que recebe continuamente lodo de lavagem de biofiltros. Os resultados mostraram que as concentrações de ST (%) variaram claramente ao longo da altura do reator com valores de 5,2 % de ST e 77,1 % SV/ST, a 0,25 m, caracterizando o lodo do fundo como bem adensado e relativamente bem digerido. A diminuição da concentração de sólidos com o aumento da altura indicou bom adensamento do lodo misto no reator UASB. Em relação à AME, os dados mostraram que o lodo coletado a 0,75 m do fundo do reator apresentou maior atividade e conseqüentemente maior taxa de produção de metano comparado ao lodo de 0,25 m. Conclui-se que a biomassa metanogênica acetoclástica ocorre em maior quantidade a 0,75 m.

3.7 Balanço de massa em reator UASB

A realização de balanços de massa e energia em reatores UASB e em qualquer outro sistema de tratamento de águas residuárias é utilizada para definir, avaliar e otimizar o processo e o dimensionamento. Referente ao balanço de massas, o interesse de diferentes autores está na avaliação de resultados em termos de balanços de DQO, DBO e sólidos. A maior dificuldade na realização do balanço da DQO é quantificar o total de DQO que entra no reator, devido às variações de concentração no afluente (CARRASCO, 1992).

O balanço da DQO apresentado por Lettinga* (1989) *apud* Carrasco (1992), mostrado na Figura 1, foi obtido para temperaturas entre 8 e 20 °C a partir das eq. (3) e (4).

* LETTINGA, G. Anaerobic treatment of domestic sewage under dutch conditions - Notas de aula. Bogota- Universidade de Los Andes, 1989. 37 p.

Figura 1 - Balanço da DQO (porcentagem representativa para reatores UASB com TDH de 8h). Fonte: Lettinga (1989) *apud* Carrasco (1992).

Balanço no reator:

$$Acumulação = DQOa - DQOe - DQOlo - DQOCH_4gás - DQOCH_4diss. \quad (3)$$

Em regime permanente:

$$Acumulação = 0 \quad (4)$$

- DQOa: Demanda química de oxigênio no afluente, em porcentagem;
- DQOe: Demanda química de oxigênio no efluente, em porcentagem;
- DQOlo: Demanda química de oxigênio no lodo, em porcentagem;
- DQOCH₄: Demanda química de oxigênio que é convertida em metano, em porcentagem;
- DQOCH₄diss: Demanda química de oxigênio que é convertida em metano, dissolvido no líquido, em porcentagem;

Esquemas similares ao da Figura 1 podem ser considerados para o balanço de DBO e sólidos.

3.8 Partida

O inóculo a ser utilizado é de grande importância na partida do reator, pois resulta em maiores ou menores tempos de aclimação de acordo com o grau de adaptação do lodo às características da água residuária a ser tratada.

Segundo Chernicharo & Borges (1996), pode-se conseguir a partida de um reator anaeróbio de três maneiras: (1) com inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado: partida rápida e satisfatória, pois dispensa a etapa de adaptação do lodo dentro do reator; (2) com inóculo não adaptado: necessário período de aclimação, incluindo fase de seleção microbiana; (3) sem a utilização do lodo de inóculo: forma mais desfavorável. Como a concentração de microrganismos no esgoto é muito pequena, o tempo demandado para a retenção e seleção de elevada massa microbiana pode ser bastante prolongado.

De acordo com Chernicharo (1997), a partida de um UASB sem a utilização de inóculo pode demorar de 4 a 6 meses. Com a utilização deste em quantidade inferior a 4 % do volume do reator se pode alcançar período de partida de 2 a 3 semanas.

Oliva (1997) operando reator UASB de 18 m³, com TDH de 16 horas e COV de 1,3 kgDQO/m³.d, relatou período de duração da partida, sem inóculo, de cinco meses. A autora esperava período de tempo inferior a este e atribui o fato à variação qualitativa do afluente, que era proveniente da rede pública coletora da sub-bacia do córrego Tijuco Preto, que passa pelo Campus da EESC.

van Haandel & Lettinga ^{*}(1994) *apud* Oliva (1997) definem a duração do período de partida como sendo o tempo necessário para obtenção de uma qualidade essencialmente constante do efluente e massa de lodo invariável com o tempo, em termos qualitativos e quantitativos. No entanto, Oliva (1997) ressalta que sob o ponto de vista prático parece bastante difícil atingir-se a situação de invariabilidade da massa de lodo e considerou em sua pesquisa o primeiro critério apresentado, ou seja, quando o efluente passou a apresentar características constantes.

Chernicharo & Borges (1996) realizaram estudo com a partida de reator UASB, em escala real (477 m³), utilizando 16 m³ de lodo de digestor anaeróbio de ETE de cervejaria, com concentração de sólidos voláteis (SV) igual a 14 g/L. Utilizaram período

^{*} van Haandel, A.C., LETTINGA, G. (1994). *Tratamento aneróbio de esgotos – Manual para regiões de clima quente*. Epgraf, Campina Grande, 210 p.

de aclimação de 24 horas sem alimentação, após a inoculação, monitorando pH, alcalinidade, DQO e ácidos voláteis do sobrenadante. Após duas semanas de operação, foi atingida a carga orgânica plena, correspondente a 1,25 kgDQO/m³.dia.

No caso do estudo citado, a quantidade de inóculo necessário seria de 141 m³, o equivalente a aproximadamente 20 caminhões-tanque. Como os possíveis locais de obtenção deste lodo situavam-se a mais de 100 km de distância da ETE, optou-se por volume fixado em 20 ou 30 m³, variando-se a porcentagem da vazão total afluyente a ser aplicada.

A inoculação pode ser feita com o reator cheio ou vazio, embora a segunda opção seja preferível, a fim de diminuir as perdas de lodo durante o processo de transferência. É então recomendado que o inóculo seja descarregado no fundo para evitar turbulências e contato excessivo com o ar; e que este lodo seja deixado em repouso pelo período aproximado de 12 a 24 horas, possibilitando a sua adaptação gradual à temperatura ambiente (CHERNICHARO & BORGES, 1996).

3.9 Alimentação do reator

A taxa de alimentação do reator deve ser progressivamente aumentada segundo o sucesso de resposta do sistema, esperando-se após alguns meses de operação a formação de leito de lodo bastante concentrado (CHERNICHARO, 1997).

Chernicharo & Borges (1996) recomendam para a alimentação do reator com esgotos, os seguintes passos:

- a) Terminado o período de repouso, deve-se iniciar a alimentação do reator com esgotos até que o mesmo atinja aproximadamente a metade de seu volume útil;
- b) Deve-se deixar o reator sem alimentação por período de 24 horas. Ao término deste período, e antes de iniciar a próxima alimentação, coletar amostras do sobrenadante do reator e efetuar análises dos seguintes parâmetros: temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e DQO. Caso estes parâmetros estejam dentro das faixas de valores aceitáveis, prosseguir o processo de alimentação. Valores aceitáveis: pH entre 6,8 e 7,4 e ácidos voláteis abaixo de 200 mg/L (como ácido acético);
- c) Prossegue-se com o enchimento do reator, até que o mesmo atinja o seu volume total (nível dos vertedores do decantador);

- d) Deixar novamente sem alimentação por outro período de 24 horas. Ao término deste período retirar novas amostras para serem analisadas e proceder como anteriormente;
- e) Caso os parâmetros analisados estejam dentro das faixas estabelecidas, iniciar a alimentação contínua do reator (50 a 60 % da vazão total afluyente);
- f) Implantar e proceder monitoramento de rotina do processo de tratamento; e
- g) Proceder aumento gradual da vazão afluyente, inicialmente a cada 15 dias, de acordo com a resposta do sistema. Este intervalo poderá ser ampliado ou reduzido, dependendo dos resultados obtidos.

3.10 Granulação

De acordo com Vallejos (1997), uma das principais características da digestão anaeróbia em reator UASB é a formação de lodo com alta atividade específica e boas propriedades de sedimentação. Este lodo é obtido lentamente ao longo de meses, propiciando a formação do lodo granular.

Segundo MacLeod *et al.* (1990), a associação das bactérias acidogênicas e acetogênicas com arqueias metanogênicas em estruturas granulares garante alto nível de atividade metabólica, permitindo o estabelecimento de associações celulares obrigatórias para a utilização de determinados substratos, como a degradação do propionato e do butirato, que são termodinamicamente desfavoráveis a menos que as bactérias hidrogenotróficas removam o H_2 do meio. Estas associações são encontradas em mini-agregados observados na fase líquida de co-culturas de oxidadores de butirato e consumidores de H_2 , não sendo, portanto, surpresa encontrar esta justaposição de degradadores de propionato e consumidores de H_2 ocorrendo nos grânulos de reatores UASB.

Estes autores submeteram grânulos de lodo formados em reator UASB à microscopia eletrônica de varredura (MEV), onde foram encontradas populações microbianas dispostas em três camadas, de morfologias distintas. Foram usados no estudo reatores de 13,5 L, a 35 °C, inoculados com lodo granular de reator UASB que tratava efluente de fábrica de queijo, alimentados com meio de sacarose, à velocidade ascensional de 0,9 m/h, taxa de carregamento orgânico de 1,3 gDQO/gSSV.dia. A camada exterior continha bactérias acidogênicas; a camada intermediária continha bactérias acetogênicas e hidrogenotróficas. No núcleo do grânulo, observou-se a presença de *Methanosaeta*, sugerindo que estes organismos iniciam o desenvolvimento

granular. Possivelmente, os emaranhados de filamentos de *Methanosaeta* funcionaram como uma estrutura suporte que pôde ser colonizada por uma sucessão de outros organismos, por exemplo, os produtores de acetato (provendo substrato para as metanogênicas), além de associações sintróficas com as bactérias consumidoras de hidrogênio, baixando a concentração de hidrogênio no meio. Esta relação sintrófica é importante para que o pH do meio não decresça pela alta concentração de hidrogênio. A adesão das bactérias fermentativas ao mini-agregado, formando a camada exterior do grânulo, promoveria o contato entre este grupo metabólico e o substrato presente no meio.

Singh & Viraraghavan (2003), em estudo em escala de laboratório utilizando esgoto sanitário com concentrações de 350-600 mg/L (DQO), 150-200 mg/L (DBO e SS) e 50-100 mg/L de sulfato, caracterizado como efluente de concentrações médias (METCALF & EDDY, 2003), observaram a formação de grânulos a 20 °C. Na visualização em MEV foram encontrados agregados de biomassa de formato irregular com superfície áspera, com predominância de filamentos de *Methanosaeta* sp na superfície. Quantidades significativas de substâncias poliméricas estavam presentes. Possivelmente foram excretadas pelos microrganismos e provavelmente atuaram como material adesivo para formar os agregados de biomassa ou ajudar a agrupar células na superfície inerte. A rugosidade da superfície também influenciou o agrupamento das células microbianas, proporcionando proteção para as partículas menores da ação da força de cisalhamento e aumentando a superfície disponível para uniões. Não foram observadas diferenças significativas na composição bacteriológica do agregado de biomassa com a diminuição da temperatura. O tamanho médio dos grânulos foi de 1,8 a 3,0 mm à temperatura de 11 °C. Esse tamanho foi ligeiramente maior comparado com o tamanho a 20 °C (1,5 a 2,5 mm). A análise da composição da superfície dos grânulos, por difração de raios-X, indicou que cátions bivalentes como os de cálcio e magnésio facilitaram a adesão das células. A porcentagem atômica dos íons de sódio na superfície aumentou com o decréscimo da temperatura de operação, o que possivelmente resultou num tipo mais frágil de matriz de biomassa agregada à temperatura de 11 °C, quando comparado a 20 e 32 °C.

Vieira *et al.* (2005) obtiveram na 19ª semana após a partida de reator UASB da ETE Lages a formação de lodo a 0,50 m de profundidade com característica granular e bastante homogênea. O esgoto afluente tinha valores médios de DQO de 400 mg/L, DBO de 130 mg/L, ST de 580 mg/L e SST de 200 mg/L, sendo classificado como

esgoto de características médias de acordo com Metcalf & Eddy (2003). Vale ressaltar que o TDH deste reator foi de 46 horas, devido à baixa vazão afluente, o que pode justificar o fato de não ter sido reportada granulação nos demais trabalhos, em estações reais em início de operação, consultados para a revisão bibliográfica desta dissertação, para tratamento de esgotos domésticos em UASB.

Vieira* (1988) *apud* Carrasco (1992) em sua pesquisa com UASB em escala real, obteve lodo inteiramente flocculento, que não formou grânulos. As concentrações afluentes eram de 300 mg/L (DQO), 140 mg/L (DBO) e 150 mg/L (SST), caracterizando um efluente de baixa concentração (METCALF & EDDY, 2003).

3.11 Disposição de lodo de fossas sépticas em estações de tratamento de esgoto.

A ausência, total ou parcial, de serviços públicos de esgotos sanitários nas áreas urbanas, suburbanas e rurais exige a implantação de algum meio de disposição dos esgotos locais com o objetivo principal de evitar a contaminação do solo e da água. A lentidão na implantação de serviços, em relação ao crescimento populacional, principalmente nos países em desenvolvimento, permite prever que soluções individuais para o destino de esgotos continuarão a ser permanentemente adotadas. Dentre estas, as fossas sépticas, processo patenteado há quase um século, que perdurará por outro tanto como solução econômica para residências isoladas (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

O efluente das fossas sépticas poderá apresentar, periodicamente, grande quantidade de sólidos. Esta condição é geralmente causada pela grande atividade bacteriana do líquido retido, a qual é responsável pela formação de gases e turbulência (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

A adoção da disposição do lodo de fossas sépticas em ETEs exige que as instalações existentes disponham de capacidade disponível para receber a carga sólida (lodo) nas unidades de tratamento de lodo e estejam localizadas a distâncias que tornem economicamente viável o transporte desse lodo.

Em geral, requer-se que a ETE disponha de um tanque de recebimento e acumulação do lodo de fossas, de modo que o material acumulado possa ser bombeado

* VIEIRA, S.M.M. (1988). Anaerobic treatment of domestic wastewater in Brazil: research and full scale experience. *Advanced Water Pollution Control*, n. 5, pp. 185-196.

em quantidades controladas para as unidades de tratamento. É importante lembrar que o lodo de fossas sépticas possui razoável quantidade de espuma. A análise da Tabela 6 mostra a dimensão dos impactos que podem ser gerados, com os importantes acréscimos de DBO e SST, devendo, portanto, a ETE estar preparada para receber estas contribuições.

Vieira *et al.* (2005) relataram que na ETE Lages, com o lançamento de lodo de limpa-fossas, no período em que recebia aproximadamente 10 caminhões diários, 29ª semana de operação, o reator UASB apresentou eficiência negativa, indicando um acréscimo de matéria orgânica no efluente.

Tabela 6 – Características dos lodos de fossas sépticas.

Parâmetro	Faixa típica	Concentração típica (mg/L)
DBO	2 000 a 30 000	6 000
SST	2 000 a 100 000	15 000
SSV	1 200 a 14 000	7 000
NTK	100 a 1 600	700
N amoniacal	100 a 800	400
P	50 a 800	250
OG	500 a 10 000	8 000

Fonte: Jordão & Pessôa (2005).

Figura 3 - Tratamento preliminar da ETE Água Vermelha.

- Grade fina de limpeza manual

Com a função de reter sólidos grosseiros, é constituída de 19 barras metálicas, com seção retangular de $\frac{1}{4}'' \times 1 \frac{1}{2}''$ (6 mm x 40 mm), com espaçamento entre elas de 1,9 cm. Possui 50 cm de largura, com fundo e paredes em aço, revestido de fibra de vidro. A Figura 4 mostra em detalhe a grade fina de limpeza manual.

Figura 4 - Detalhe da grade fina de limpeza manual.

- Caixa de areia prismática retangular por gravidade

Foi dimensionada para remover no mínimo 95 % de partículas com diâmetros maiores ou iguais a 0,2 mm. É formada por duas câmaras de operação independente, de seção transversal retangular, com 0,40 m de largura e 3,90 m de comprimento, também constituídas de estrutura metálica revestida por vibra de vidro. A Figura 5 mostra em detalhe a caixa de areia e o medidor de vazão tipo Parshall.

Figura 5 - Detalhe da caixa de areia e o medidor de vazão tipo Parshall.

- Medidor de vazão tipo Parshall

Com medida de garganta de 3" (7,6 cm), é utilizada na medição da vazão afluente à ETE.

- Poço pulmão

Antiga lagoa anaeróbia da ETE antes de efetuada a reforma que foi mantida no projeto atual para funcionar como poço pulmão, armazenando esgotos gradeados e desarenados em caso de falta de energia elétrica;

- Estação elevatória de esgotos

Após gradeado e desarenado, o esgoto segue para a estação elevatória, sendo então bombeado para o reator UASB. O lodo de lavagem do BAS é também destinado à estação elevatória para ser posteriormente tratado no UASB, juntamente com o esgoto pré-tratado.

- Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB)

Responsável pelo tratamento primário, com remoção média de matéria orgânica (DBO_5) de projeto da ordem de 70 %.

A Figura 6 mostra os reatores UASB e BAS e as válvulas de lavagem que encaminham o lodo aeróbio à estação elevatória para em seguida retornar ao UASB.

Figura 6 - Reatores UASB e BAS e as válvulas de lavagem.

- Biofiltro Aerado Submerso (BAS)

Responsável pelo polimento do efluente do UASB, através da remoção de compostos orgânicos e nitrogenados, com eficiência de remoção de DBO_5 de projeto superior a 95 %. Possui soprador, dotado de silenciador, com vazão de ar variando de 86,3 m^3/h até 198,3 m^3/h e pressão de 34,5 kPa. A distribuição de ar no fundo é feita por dispositivos com membrana de bolha grossa.

- Dispositivo de desinfecção dos esgotos por ultravioleta

Dispositivo para redução de coliformes atendendo o padrão de lançamento para Classe 2 (valores abaixo de 1000 NMP/100 ml). Possui 150 lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, com potência nominal de 30 W cada uma. As lâmpadas germicidas são fixadas em refletores de alumínio polido, construídos em chapa de 3 mm de espessura. A Figura 7 mostra a vista geral da câmara de desinfecção por UV.

Figura 7 - Vista geral da câmara de desinfecção por UV.

- Leito de Secagem

Para desidratação por processo natural do lodo proveniente do UASB, esta unidade possui dois leitos, tendo cada um dimensões internas de 6,00 m x 9,00 m, totalizando 108 m². A Figura 8 mostra os leitos de secagem. O leito da esquerda encontra-se em uso e no da direita pode-se observar a camada superior de tijolo maciço comum. As camadas inferiores são de 0,10 m de areia grossa, 0,15 m de brita nº 1, 0,25 m de brita nº 3 e 0,13 m de brita nº 4. Após percorrer estas camadas a fração líquida do lodo é conduzida através de tubo de PVC corrugado e perfurado, de DN 100 mm, para caixas coletoras que o encaminham de volta à estação elevatória.

Figura 8 - Leitos de secagem.

- Escada Hidráulica

Tem a função de adequação da velocidade de lançamento do efluente no ribeirão Araras. Construída em concreto, com dimensões internas de 0,50 m de largura e degraus com espelho de 0,30 m e comprimento de 0,50 m.

O reator UASB utilizado na pesquisa (Figura 9) tem 7,38 m de diâmetro, 6,06 m de altura útil e 235 m³ de volume útil. O reator possui um dispositivo de distribuição do afluente, com o objetivo de distribuir a vazão tão uniformemente quanto possível sobre o fundo do reator, promovendo o contato com o lodo presente. A entrada deste dispositivo localiza-se em cota mais elevada que o nível de água (N.A.) no UASB, possibilitando que a alimentação seja feita por gravidade.

A Figura 10 mostra a chegada da tubulação de recalque que traz o esgoto da estação elevatória até a caixa distribuidora de vazão no topo do UASB.

Figura 9 – Corte esquemático do reator UASB - Fonte: Kellner (2003).

Figura 10 - Tubulação de recalque e caixa distribuidora de vazão.

A Figura 11 mostra o afluente saindo da tubulação de recalque, sendo armazenado na caixa distribuidora de vazão e passando através do vertedor de entrada para a tubulação que conduz aos vertedores de distribuição.

Figura 11 - Caixa distribuidora de vazão e vertedor de entrada.

A Figura 12 mostra os vertedores e os tubos de descida simetricamente distribuídos na superfície do reator que conduzem o afluente até o fundo do mesmo.

Figura 12 - Vertedores e tubulação que conduz ao fundo do reator.

A Figura 13 mostra a tubulação de descida do gás coletado nas câmaras, que termina no queimador de gás (no detalhe). Também mostra a tubulação de amostragem do perfil de lodo ao longo da altura do reator, com suas respectivas alturas internas, além das válvulas de descarte do lodo excedente, simétricas nos dois compartimentos do reator. Em cada compartimento tem-se uma válvula que coleta o lodo excedente a 2 m de distância da parede do reator em direção ao centro e uma que coleta a 4,5 m, utilizando como referência a mesma parede. Ambas estão a 0,15 m de altura. O projeto previa uma válvula na altura de 1,20 m, em cada compartimento, possibilitando o descarte de lodo em altura mais adequada (lodo com menor atividade quando comparado ao de fundo), mas na execução da obra foram instaladas apenas tubulações a 0,15 m.

Figura 13 - Tubulação de gás, queimador, amostrador de lodo e válvulas de descarte de lodo.

A Figura 14 mostra uma vista interna do reator vazio, onde se pode observar a disposição das tulipas coletoras do efluente tratado, além da parte superior e lateral da câmara de gás. Pode notar também a parede inclinada do separador de fases.

Figura 14 - Disposição das tulipas coletoras do efluente tratado, parte superior e lateral da câmara de gás e parede inclinada do separador de fases.

5 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

5.1 Características operacionais das fases I e II da pesquisa

A pesquisa foi dividida em duas fases: Fase I, sem adição de inóculo, e Fase II, com a adição de inóculo. Em ambas a fases usou-se apenas metade do volume do reator (117 m³), para que se dispusesse de menores TDHs e consequentemente maiores velocidades ascensionais. As características operacionais destas duas fases, bem como os dados de projeto do reator, estão apresentados na Tabela 7. Os dados correspondem a valores afluentes ao UASB.

Tabela 7 - Características operacionais de projeto e das Fases I e II da pesquisa.

Parâmetro	Dados de projeto ⁽¹⁾	Dados operacionais	
		Fase I	Fase II
Vazão média (L/s)	8,15	5,5	6,9
Vazão média (valores arredondados - m ³ /dia)	700	480	600
TDH (horas)	8	6	5
DQO (mg/L)	600	420	600
DBO (mg/L)	300	280	340
COV (kgDQO/m ³ .dia)		1,74	2,88

Tabela 7 - Características operacionais de projeto e das Fases I e II da pesquisa.

SST (mg/L)	300	160	220
Duração (dia)	-	150	120
Volume utilizado no reator (m ³)	235	117	117

⁽¹⁾ Fonte: SANEVIX (2003). Os dados correspondem ao volume total do reator (235m³), o que explica a discrepância entre o TDH de projeto e o obtido nas fases I e II.

5.2 Partida do reator UASB

FASE I

No início do experimento, a partida da Fase I foi dada ainda utilizando-se os dois compartimentos do reator (235 m³), pois, por medida de segurança, mantiveram-se os dois lados do reator preenchidos evitando diferenças de pressão entre as partes que poderiam ocasionar esforço excessivo nas paredes divisórias. Esta condição inicial proporcionou velocidade ascensional média de 0,4 m/h e TDH médio de 11 horas. No entanto, este período foi considerado como parte da Fase I, devido à sua curta duração e ao fato das condições da Fase I (sem inóculo) propiciarem respostas muito lentas que, portanto, não acarretariam diferenças nos resultados.

No 47º dia, passou-se, então, a operar com apenas metade do volume do reator, obtendo-se velocidade ascensional média de 0,94 m/h e TDH médio de 6 horas, como previsto na proposta de pesquisa.

Nesta fase foi dada a partida sem a adição de inóculo. A alimentação foi iniciada com 800 m³ de efluente da TAM que estava armazenado em lagoas anaeróbias, naquela empresa. Este efluente possuía as características descritas na Tabela 8:

Tabela 8 – Características físico-químicas do efluente da TAM adicionado ao reator no início da Fase I.

Parâmetro	
ST	416 mg/L
STF	0 mg/L
STV	416 mg/L

Tabela 8 - Características físico-químicas do efluente da TAM adicionado ao reator no início da Fase I.

pH	7
Alcalinidade total	50 mgCaCO ₃ /L
DQO	520 mg/L
DBO	160 mg/L
Ácido acético	20 mg/L
Ácido propiônico	5 mg/L
Ácido isobutírico	1 mg/L
Ácido butírico	1 mg/L
Ácido isovalérico	2 mg/L
Ácido valérico	0,5 mg/L
Ácido capróico	0,5 mg/L

Em seguida procedeu-se à alimentação contínua do reator com a vazão de 480 m³/dia e carga orgânica volumétrica de 1,74 kgDQO/m³.dia. No entanto, nesta fase ainda não se dispunha de controle da vazão afluyente, o que resultou em oscilações da entrada de esgoto bruto de 3 a 25 L/s. O TDH médio foi de 6 horas. Esta fase durou aproximadamente 150 dias.

FASE II

Para a Fase II da pesquisa, o reator foi esvaziado até a metade de seu volume, já que este era o volume máximo permitido pela capacidade de armazenamento dos leitos de secagem. Foram então adicionados 12 m³ de lodo anaeróbio proveniente do reator UASB da ETE Flores – Rio Claro (SP).

Devido a problemas no transporte, foram adicionados primeiramente 6 m³ de lodo e os 6 m³ restantes dezessete horas depois. O lodo permaneceu em repouso por mais 24 horas, quando então iniciou-se a alimentação com esgoto até que se atingisse 70 % do volume do reator, operação seguida por mais 24 horas de repouso. Após este período, foi preenchido o volume útil do reator com esgoto e iniciada a operação com vazão média de 600 m³/dia, correspondente a uma carga orgânica volumétrica de 2,88 kgDQO/m³.dia. Embora não fosse objetivo da pesquisa modificar a vazão aplicada (e conseqüentemente o TDH e a COV) de uma fase para outra, alguns parâmetros não

são controláveis por se tratar de uma ETE real sujeita às variações impostas pela vazão afluyente. Esta fase foi acompanhada por aproximadamente 120 dias. O TDH médio foi de 4 horas, com mínimos de 2,6 horas e máximos de 8,0 horas.

5.2.1 Inóculo

Para análise do inóculo a ser utilizado foi feita microscopia óptica e teste de atividade metanogênica, adaptado de Penna (1994), como descrito a seguir.

Determinou-se a concentração de SSV da amostra de lodo. Esta correspondia a 7 g/L no início e no fim do teste, mostrando que não ocorreu perda de biomassa durante o experimento.

O lodo permaneceu em repouso por 12 horas a 4 °C antes do prosseguimento da análise.

Foi utilizado frasco-reator de 350 mL, diferente do volume de Penna (1994), por ser o material disponível no laboratório.

Foram feitas duas análises, uma avaliando a produção de metano utilizando como substrato esgoto proveniente da própria ETE Água Vermelha e outra utilizando acetato como substrato.

No reator de ESGOTO, foram adicionados apenas 150 mL do lodo de inóculo e 150 mL do esgoto.

No reator de ACETATO foram adicionados 250 mL de lodo, 0,25 mL de solução traço de metais (PENNA, 1994) e 2,5 mL de acetato de sódio.

Foi, então, borbulhado nitrogênio por cinco minutos em cada frasco, que foi em seguida vedado e levado para estufa a 30 °C.

A agitação do meio foi manual e feita apenas imediatamente antes de cada medida de metano.

Após dez minutos foram iniciadas as leituras de metano, com intervalos de vinte minutos entre elas, até que se iniciasse o decaimento da curva de produção.

As leituras foram feitas em cromatógrafo Gow-Mac série 150, injetando 0,5 mL de amostra de gás coletada com seringa do tipo “*gas-tight*”.

As quantidades de metano registradas pelo aparelho foram transformadas para número de mols através da eq. (5):

$$Y = 14712121051,48 * X + 8407,82 \quad (5)$$

Foi então transformado o valor em mol para litros através da relação: 1 mol = 22,4 L (para temperatura de 0 °C e pressão de 1 atm). A conversão de litros para gramas de DQO consumida (gDQOcons.) foi feita através da relação citada por Penna (1994) para a pressão de 700mmHg (referente à cidade de São Carlos, SP), a 30 °C: 1 gDQOcons. = 422 mL de CH₄.

Este valor foi, então, dividido pela quantidade de SSV obtida do frasco ao término do ensaio, obtendo assim a relação em gDQO cons./gSSV.

Desenhou-se um gráfico do valor acumulado desta última relação *versus* o tempo em dias (curva de atividade metanogênica).

Foi determinado, então, o primeiro trecho retilíneo de inclinação máxima da curva com no mínimo quatro pontos, ajustado por regressão linear, obtendo-se a equação da reta correspondente.

O coeficiente angular desta reta resulta na atividade metanogênica específica.

A quantidade de inóculo necessária ao reator foi calculada segundo Chernicharo (1997).

Embora a literatura recomende a introdução do lodo preferencialmente no fundo do reator com auxílio de mangote de caminhões limpa-fossas, nesta pesquisa, o mangote teve que ser fixado na parte superior do reator e pôde introduzir o lodo apenas a aproximadamente 1 metro de profundidade, devido às restrições físicas do reator e do mangote, como pode ser observado na Figura 15.

Figura 15 - Mangote do caminhão limpa-fossas preso à parte superior do reator e vista geral do caminhão e reator durante a inoculação.

5.3 Avaliação dos parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos, pontos de amostragem e frequência estão discriminados na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros físico-químicos e pontos de amostragem.

Parâmetro	Método	Pontos de amostragem	Frequência	Referência Bibliográfica
Temperatura	2550 B	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
pH	Potenciométrico	Entrada/Saída do reator	Semanal	
DQO bruta/filtrada	5220 D	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
DBO ₅ bruta/filtrada	5210 B	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
Nitrogênio Total Kjeldahl	4500-N _{org} B	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
Nitrogênio amoniacal	4500-NH ₃ B 4500-NH ₃ C	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
Fósforo total	4500-P	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
Alcalinidade parcial e total	2320B 2540 B	Entrada/Saída do reator Entrada/perfil/Saída do reator	Semanal Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
Série de sólidos	2540 D 2540 E	Entrada/perfil/Saída do reator Entrada/perfil/Saída do reator	Semanal Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
Vazão afluyente	2540 Fa	Inóculo Perfil do reator	Início Fase II Quinzenal	
Ácidos voláteis	(1) Cromatografia a gás	Entrada do reator Entrada/Saída do reator	Semanal Semanal	SANEVIX (2003)
MEV		Leito de lodo	Metade da Fase II ⁽²⁾	Araújo (1995) e Nation (1983)
COT _f	5310 A	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
NO ₃ ⁻²	4500- NO ₃ ⁻ A	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)
NO ₂ ⁻²	4500- NO ₂ ⁻ B	Entrada/Saída do reator	Semanal	APHA <i>et al.</i> (1999)

Tabela 9 - Parâmetros físico-químicos e pontos de amostragem.

Composição do Biogás	Cromatografia a gás	Biogás	Semanal	
		Inóculo	Início da Fase II	
Microscopia óptica		Leito e manta de lodo (0,25m)	Metade e final da Fase II	
Atividade metanogênica específica		Inóculo	Início Fase II	
		Leito de lodo (0,25m)	Final da Fase II	Penna (1994)

⁽¹⁾ A medição da altura da lâmina d'água foi feita com auxílio de régua posicionada verticalmente dentro do vertedor triangular da caixa distribuidora de vazão. Este tipo de medida pode representar vazão até 20 % inferior à vazão real. O ângulo de abertura do vertedor de entrada é de 120°.

⁽²⁾ após a observação por MEV nesta etapa concluiu-se que era desnecessária sua repetição ao final da Fase II, pois as imagens de microscopia óptica visualizadas ao final da Fase II eram muito semelhantes às da metade desta fase.

As equações utilizadas para o cálculo da vazão no vertedor triangular de parede fina, eq. (6) e (7), foram as citadas em Porto (2004) conforme transcritas abaixo.

$$Q = \frac{8}{15} Cd \sqrt{2g} \tan(\alpha/2) h^{\frac{5}{2}} \quad (6)$$

Cd: coeficiente de vazão;

g: aceleração da gravidade (m/s²);

α : ângulo de abertura do vertedor (°);

h: altura da lâmina líquida (m).

Para o cálculo do coeficiente de vazão (Cd), foi aplicada a fórmula de Kindsvater & Cater:

$$Cd = \left(0,602 + 0,075 \frac{h}{P} \right) \quad (7)$$

P: a altura da soleira (m).

5.3.1 – Rotina de monitoramento

O monitoramento de rotina do UASB foi feito por amostras compostas e simples, coletadas semanalmente. Nas amostras compostas foram coletadas alíquotas de hora em hora, das 8 às 16 horas, na entrada e na saída do reator, com volume proporcional à vazão afluyente ao reator no momento da coleta, até completar 8 amostras. Cada alíquota era preservada a 4 °C, até que pudessem ser misturadas em uma única amostra composta de 5 litros.

Também foram feitas coletas de amostras simples, com frequência de 1 amostra/hora, totalizando 8 em um dia. Cada amostra simples era coletada num frasco de 100 mL. Esta amostragem teve por objetivo conhecer o desempenho do processo face à variação no tempo da vazão afluyente e das características do esgoto. A única variável medida nas amostras simples foi a DQO.

A coleta de afluyente era feita diretamente do vertedor da caixa de distribuição. A coleta do efluyente líquido era feita na tulipa coletora, através do coletor chamado “*bailer*”. A coleta do biogás era feita com o coletor de vidro, que era previamente preenchido com água. Abrindo-se as presilhas metálicas, esta água era expelida dando lugar ao biogás, que era então aprisionado no coletor. A Figura 16 ilustra os materiais e os pontos de coleta utilizados.

A medição de vazão era feita todas as vezes que a bomba era acionada, aferindo-se a vazão de pico e monitorando-se o tempo e as vazões até que a entrada de afluyente cessasse. Era então contabilizado o tempo que a bomba permanecia desligada e assim desenhados os hidrogramas.

Figura 16 - Pontos de coleta e materiais utilizados.

Foram realizadas determinações semanais de temperatura, pH, DQO e DBO_5 de amostras filtradas e não filtradas, COT filtrado, NTK, N-amoniaco, P-total, nitritos, nitratos, alcalinidade parcial e total, série de sólidos, vazão afluente horária e ácidos voláteis. Foram realizadas análises esporádicas de metais pesados devido à suspeita de possíveis lançamentos de efluente proveniente de galvanoplastia na rede coletora no distrito de Água Vermelha, para se certificar de que não havia concentrações destes metais que pudessem causar inibição do processo.

As análises da série de sólidos, para acompanhamento da formação do leito e da manta de lodo, foram feitas nos sete pontos de amostragem, estando estes a 0,25; 0,85; 1,45; 2,05; 2,65; 3,25 e 3,85 metros da base (figura 13).

5.3.2 – Cromatografia a gás para ácidos voláteis

A concentração dos ácidos voláteis no afluente e efluente do reator foram determinadas por cromatografia a gás. Foi usado o cromatógrafo HP 6890 com detector de ionização de chama (FID) e coluna HP INNOWAX com 30 m de comprimento,

0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura do filme. O gás de arraste foi o hidrogênio, com fluxo de 2,0 mL/min. Injetava-se um volume de 1,0 µL, com razão de “split” de 20. A temperatura de injeção era de 250 °C. O forno operava a temperatura variável, começando com 100 °C por 3 minutos, depois subindo a uma velocidade constante de 5 °C por minuto até atingir os 180 °C, temperatura esta mantida por mais 5 minutos. O detector operava a uma temperatura de 300 °C, com um fluxo de ar sintético (300 mL/min), de nitrogênio (33 mL/min, para o “make-up”) e de hidrogênio (30 mL/min, para alimentar a chama do detector).

A metodologia utilizada permitiu a quantificação dos ácidos acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico e capróico.

5.3.3 – Cromatografia a gás para o biogás

A composição do biogás em termos de nitrogênio, metano e gás carbônico foi determinada com o uso de cromatografia a gás.

Foi utilizado o cromatógrafo a gás Gow-Mac série 150, com detector de condutividade térmica de 150 mA e temperatura de 70 °C, coluna de aço inox com 2,0 m de comprimento por 1/4” de diâmetro interno, preenchida com Porapak Q 80-100 Mesh, usando hidrogênio como gás de arraste, com fluxo de arraste de 60 mL/min, em forno a 50 °C.

As amostras eram retiradas com uma seringa do tipo “gas-tight” da mangueira de borracha do coletor ilustrado na Figura 16, da extremidade por onde o gás entrou. Para remover o ar residual a seringa era “lavada” três vezes com o próprio biogás. Coletava-se, então, 1 mL de biogás que era injetado no cromatógrafo.

A porcentagem de cada gás foi calculada com base na área do cromatograma (valor em mmol fornecido na leitura do aparelho), de acordo com as eq. (8), (9) e (10), fornecidas pelo Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da EESC/USP. Os símbolos %N₂, %CH₄ e %CO₂ representam respectivamente a porcentagem de nitrogênio, metano e gás carbônico na amostra.

$$\%N_2 = \frac{\text{área}_{\text{cromatograma}}}{761313} \quad (8)$$

$$\%CH_4 = \frac{\text{área}_{\text{cromatograma}} - 8407,82}{14712121051,48} \quad (9)$$

$$\%CO_2 = \frac{\text{área}_{\text{cromatograma}}}{857423} \quad (10)$$

As amostragens de biogás foram feitas semanalmente.

5.3.4 – Volume de biogás

Não foi possível a quantificação do volume de biogás produzido. O sistema não dispõe de medidor de vazão de biogás gerado e o fato de, na coleta no biogás, para avaliação de sua composição, notar-se que este chegava em pequenas quantidades pela tubulação de coleta, desencorajou a instalação de sistema de medição de vazão, antes que fossem providenciadas a cobertura do reator e a perfeita vedação das tampas da câmara de gás, intervenções que se espera futuramente sejam realizadas.

5.3.5 – Microscopia óptica

Foi utilizado microscópio LEICA DMLB acoplado a câmara com captura de imagem e software Image-Pro Plus. As lâminas foram preparadas com ágar para a fixação de uma gota de amostra (coletada em pipeta de Pasteur) e recobertas com uma lamínula.

Foi feita microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência, no inóculo (na ocasião da partida) e no leito e manto de lodo do reator com 225 dias de operação (63 dias após a inoculação) e ao término do experimento.

A microscopia de fluorescência permite identificar as arqueias metanogênicas (com exceção do gênero *Methanosaeta*, que não fluoresce) sem a necessidade de preparações especiais.

5.3.6 – Microscopia eletrônica de varredura

Foram feitas imagens no microscópio eletrônico de varredura (MEV), de amostra do leito de lodo, mesmo sem a ocorrência da formação de grânulos, esperando-

se alguma contribuição de visualização de espécies presentes mesmo que não arranjadas em grânulos. A metodologia utilizada foi a descrita em Araújo (1995) e Nation (1983).

As amostras a serem observadas foram mergulhadas em glutaraldeído 2,5 % por 12 horas. Foram lavadas com solução tampão fosfato 0,1 M, em três banhos de 10 minutos cada. Em seguida, foram desidratadas por banhos sucessivos em soluções de álcool de concentrações crescentes: 50 %, 70 %, 80 %, 90 %, 95 % e 100 %. Para cada concentração foi dado um banho de 10 minutos nas amostras, com exceção da concentração de 100 %, para a qual foram usados três banhos de 10 minutos cada. Foram então secas em placa de Petri na estufa por duas horas e então fixadas nos suportes próprios para MEV utilizando esmalte de unhas incolor. Por fim, as amostras foram secas em estufa a 30 °C por duas horas.

A Figura 17 mostra as amostras já no suporte próprio para MEV antes de receber o banho de ouro. As britas em segundo plano na foto são para visualização do biofilme formado sobre o meio suporte do BAS da ETE Água Vermelha.

Figura 17 - Amostras prontas para receber o banho de ouro antes da observação.

Depois de prontas, as amostras foram encaminhadas ao Instituto de Física de São Carlos (IFSC) da EESC/USP, para receberem o banho de ouro, que as torna condutoras de eletricidade e permite a formação de imagens nos microscópios eletrônicos de varredura. Onde foi feita também a visualização do microscópio eletrônico de varredura Zeiss DSM-960.

5.3.7 – Descarte de lodo

O critério para o descarte de lodo foi a expansão da manta até a maior altura de amostragem (3,85 m), observando a qualidade do efluente produzido. As determinações da altura da manta de lodo eram feitas nos horários de pico de vazão.

O descarte foi realizado através da abertura de um registro situado na tubulação, que se acreditava estar instalada a 1,20 m de altura em relação ao fundo do reator. No entanto, posteriormente constatou-se que esta tubulação estava na verdade instalada a 0,15 m de altura, diferentemente da especificação de projeto. O lodo foi então encaminhado para o leito de secagem, onde foi submetido a higienização com cal e permaneceu por 30 dias.

5.3.8 – Retorno de lodo do BAS para o UASB

Semanalmente ocorreu a lavagem do BAS, quando aproximadamente 5 m³ eram recirculados para o UASB, através da estação elevatória.

5.3.9 – Lançamento de lodo de fossas na ETE Água Vermelha

O lodo lançado na ETE é proveniente de um bairro, situado no distrito de Água Vermelha, com aproximadamente 120 chácaras, que não possui rede coletora de esgoto. Um trator com reservatório acoplado de 3 m³ de capacidade faz a limpeza de seis a oito chácaras por dia e lança este material no poço de visita da rede coletora de esgotos da estrada que dá acesso à estação de tratamento. Estes lançamentos ocorrem em torno de três vezes na semana, totalizando 50 a 70 m³ semanais.

Ressalta-se que este material não se constitui de lodo digerido de fossas sépticas, pois, na verdade, estas fossas não são vedadas e recebem água pluvial infiltrada no terreno, pois o bairro situa-se numa região alagadiça com lençol freático bastante próximo à superfície. Por esta razão a limpeza é feita com tanta frequência e o material coletado é uma mistura de lodo, efluente, água pluvial e solo carregado. Estes lançamentos não estavam previstos no projeto da ETE e não são autorizados. No mês de dezembro de 2006, ocasião em que a fase experimental da pesquisa estava concluída, os lançamentos foram finalmente proibidos e transferidos para uma lagoa desativada na própria ETE, que fazia parte do sistema de tratamento antes da reforma.

5.4 Análise estatística dos dados de DQO

A avaliação estatística dos dados de DQO foi feita sobre os dados coletados nas segundas e terças-feiras, devido a estes serem os dias com maior quantidade de coletas. Isto se deve ao fato das coletas a partir de quarta-feira impossibilitarem a realização de todas as análises propostas em tempo hábil, por limitações laboratoriais. Para a comparação estatística entre os resultados das segundas e terças-feiras e das 8 e 13 horas de cada um destes dias foi utilizado o gráfico de Shewhart. Estes são construídos plotando-se os valores da média (Lm), num gráfico delimitado por linhas horizontais, denominadas limites de controle inferior e superior (LCI e LCS), chamados também de limites de ação (HIRATA, 2002). As linhas de controle delimitam regiões que têm probabilidade de 99,7 % de conter qualquer valor de DQO lida.

Cálculo dos limites de controle eq. (11) a (14):

$$Lm = MA \quad (11)$$

Limites de controle da média (LCI e LCS):

$$LCI = Lm - A_2 \times R \quad (12)$$

$$LCS = Lm + A_2 \times R \quad (13)$$

Amplitude de uma ocasião (R):

$$R = x_{maior} - x_{menor} \quad (14)$$

onde “ A_2 ” é um coeficiente tabelado em função do número de amostras (n) e “ x ” os valores obtidos no levantamento.

Foi feita também a comparação das médias encontradas de DQO afluente e efluente entre segundas e terças-feiras, pela análise estatística através do teste t de Student.

Este teste é um método que permite decidir se a diferença observada entre as médias de duas amostras pode ser atribuída à causa sistemática, ou se pode ser considerada como efeito das flutuações devidas ao acaso (D'HAINAUT, 1997).

Foram consideradas como diferenças significativas aquelas a partir de 90 % ($p = 0,10$), considerando que por ser uma ETE real, os dados coletados sofrem várias interferências fora de controle.

Estas análises foram feitas apenas na segunda etapa na pesquisa.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Vazão, TDH e velocidade ascensional

Os resultados indicam que a bomba instalada pode não corresponder à especificada em projeto, visto que esta deveria ter capacidade máxima de recalque de 16 L/s e foram aferidas vazões de 40 L/s durante picos de um minuto de duração. Observou-se que para períodos de maior vazão ao longo do dia a vazão máxima no UASB deveria ser de 4 L/s (lâmina de 7 cm no vertedor), para que a unidade subsequente (BAS) não sofresse extravasamento. Pois, nestes momentos notava-se que o tempo para que o nível de esgoto nas caixas distribuidoras de vazão do BAS abaixasse era maior do que o intervalo de um novo acionamento da bomba, fazendo com que ocorresse extravasamento das caixas distribuidoras direto para as tulipas coletoras do efluente final. No entanto, a vazão de 4L/s é inferior à afluente a ETE. Sugere-se, então, a utilização do tanque pulmão como um tanque de equalização, para que as vazões maiores que 4L/s não atinjam os reatores (considerando a utilização de metade do volume do reator UASB).

Ressalta-se que a estação elevatória instalada na ETE possui volume inferior ao especificado em projeto, o que ocasiona partidas da bomba em intervalos menores que os projetados, o que também contribuiu para o problema observado no BAS. Portanto, não se pode afirmar que o dimensionamento da bomba de recalque de 16 L/s não seja adequado ao funcionamento dos reatores, mas sim, que, com o atual volume da

elevatória, a bomba deveria ter menor capacidade de recalque. Os valores de vazão afluyente aferidos na entrada do reator UASB, 480 m³/dia (Fase I) e 600 m³/dia (Fase II), não são compatíveis com os valores esperados para o início de plano (300 m³/dia, segundo Kellner, 2003), e, na Fase II, estão próximos aos 700 m³/dia esperados para o ano de 2023 (final de plano). Acredita-se que três fatores possam ter influenciado este aumento de vazão:

- Pode ter havido interferência do armazenamento de esgoto no tanque pulmão (capacidade de aproximadamente 300 m³), que, embora devesse funcionar apenas em caso de falta de energia, tem operado como um tanque de equalização inadequado. Com a elevatória possuindo menor volume do que o inicialmente projetado, sua cota de fundo na execução da obra ficou acima do nível da cota de fundo do tanque pulmão, fazendo com que esgoto fique armazenado neste, sendo necessária a abertura manual de um registro de fundo para permitir o retorno do esgoto.

- A vazão industrial afluyente à ETE pode não estar corretamente quantificada ou atualizada;

- O procedimento de medida de vazão no vertedor é impreciso.

Vale chamar atenção para o fato de que, embora tenham sido usados os valores médios citados para cada fase, a vazão mostrou aumento gradativo do início ao fim da pesquisa sem causas aparentes.

Na Fase I a velocidade ascensional média foi de 0,94 m/h e o TDH médio de 6 horas.

Antes do início da Fase II, foi instalado um *by-pass* na estação elevatória (EE), que pode ser visto na Figura 18, a fim de se ter maior controle da vazão, para que o inóculo não fosse carregado do sistema. A válvula verde que pode ser observada na figura 18 é a forma de regulação da vazão a ser enviada para o reator UASB. Antes de iniciar-se a Fase II, foi feita uma calibração desta válvula relacionando sua abertura com a vazão afluyente ao reator UASB. Esta válvula quando totalmente fechada permite que toda a vazão recalcada pela bomba chegue ao reator UASB. À medida em que é aberta, menos vazão chega ao reator, sendo esta retornada para a estação elevatória (como pode ser visto na Figura 19, nas indicações da tubulação de retorno).

Figura 18 - Vista geral do *by-pass* instalado na estação elevatória.

A Figura 19a mostra a continuidade das tubulações de recalque e do *by-pass*, conectando vista externa e interna. Na Figura 19b tem-se a vista interna da EE, onde se pode observar a vazão recalçada retornando pela tubulação do *by-pass*.

Figura 19 – Vista externa (a) e interna (b) da estação elevatória.

Na Fase II, a velocidade ascensional média foi de 1,17 m/h e o TDH médio de 5 horas. O *by-pass* se mostrou como boa alternativa de controle da vazão apenas por 30 dias (Figura 20). Após este período, a vazão apresentou-se excessiva novamente. Observou-se picos de 45 L/s, resultando em velocidades ascensionais de 7 m/h, valor extremamente elevado, visto que o valor para vazões máximas recomendado na literatura é de 1,5 m/h. Vale ressaltar que estes picos duravam no máximo 1 minuto, mas ocorriam todas as vezes que a bomba acionava, o que remeteu o reator à situação de estresse hidráulico novamente. Acredita-se que o mau funcionamento se deva a entupimentos, pois objetos grandes como embalagens plásticas podiam ser freqüentemente encontrados no UASB, mostrando também a insatisfatória eficiência do gradeamento e da caixa de areia quando submetida aos picos de vazão. A abertura completa da válvula do *by-pass* e seu posterior fechamento, como tentativa de desentupimento apresentou resultado satisfatório apenas duas vezes, lembrando que a cada vez que o *by-pass* era fechado a vazão total de recalque da bomba era encaminhada ao UASB, provocando altas velocidades ascensionais, como na situação original em que o *by-pass* não existia. A Figura 21 mostra um hidrograma com o *by-pass* possivelmente entupido. Nota-se nesta figura que o período das 8 horas às 13 horas, excepcionalmente, não teve vazão afluyente. Este fato é devido à descarga semanal que a empresa TAM necessita promover para limpeza da rede sifonada que transporta seu efluente até a ETE. Este procedimento é feito com o armazenamento em um tanque, na empresa, do esgoto produzido por aproximadamente 4 horas e posterior descarte com a pressão acumulada no reservatório. Na Figura 22 está representado o hidrograma mais comumente observado, com picos elevados de pequena duração.

Figura 20 - Hidrograma de vazão do UASB em 13/07/2006 (156º dia de operação - Fase I), com bom funcionamento do *by-pass*.

Figura 21 - Hidrograma de vazão do UASB em 15 e 16/08/2006 (190º dia de operação - Fase II), com *by-pass* possivelmente entupido.

Figura 22 - Exemplo do hidrograma mais comumente observado na entrada do UASB com picos elevados de pequena duração, dia 211 de operação – Fase II (12/09/2006).

Comportamentos diferentes e inconstantes também foram observados e podem talvez ser atribuídos ao volume armazenado no tanque pulmão naquelas ocasiões. No dia 197 de operação (Figura 23) nota-se que a bomba era acionada a cada 30 minutos aproximadamente, no período das 9 horas às 13:30 horas. Após este período, a bomba era acionada por 2 minutos a cada 4 minutos, resultando em um hidrograma com características diferentes das comumente observadas. No hidrograma do dia 204 de operação (Figura 24) observa-se que para o período das 8:30 às 12:30 a bomba ligava por 2 minutos a cada 15 minutos; já no período de 12:30 às 13:30 funcionava por cerca de 20 minutos e desligava por 4 minutos. A partir das 14:30 funcionava por 42 minutos e permanecia desligada por 8.

Figura 23 - Exemplo de hidrograma com comportamento diferente do mais comumente observado na entrada do UASB, dia 197 de operação – Fase II (22/08/2006).

Figura 24 - Exemplo de hidrograma com comportamento diferente do mais comumente observado na entrada do UASB, dia 204 de operação – Fase II (04/09/2006).

6.2 Teste de atividade metanogênica no inóculo e no lodo ao término do experimento

A atividade metanogênica específica do inóculo (coeficiente angular da reta) utilizando o acetato como substrato foi de 2,4 kgDQO/kgSTV.dia, valor bastante superior à faixa normalmente encontrada de 0,2 a 0,4 kgDQO/kgSTV.dia, mostrando a excelente qualidade do lodo formado nos reatores UASB da ETE Flores de Rio Claro – SP, o que também foi verificado na análise de microscopia óptica. No anexo C podem ser observadas as quantidades de metano lidas, seu correspondente em litros, a quantidade em gramas de DQO consumida no teste e sua relação com a quantidade de SSV, para todos os testes realizados.

A Figura 25 mostra a produção de metano ao longo do teste de AME do inóculo utilizando acetato como substrato.

Figura 25 - Produção de metano ao longo do teste de AME do inóculo utilizando acetato como substrato.

A Figura 26 mostra o primeiro trecho retilíneo de inclinação máxima da curva com pontos ajustados por regressão linear e seu correspondente coeficiente angular.

Figura 26 - Atividade metanogênica específica do inóculo, utilizando acetato como substrato.

Conhecido o valor da AME, foi calculada a quantidade necessária de inóculo, de acordo com o método descrito em Chernicharo (1997). Para o teste com acetato o valor encontrado foi 12 m³.

No teste utilizando como substrato o próprio esgoto da ETE Água Vermelha para se conhecer a atividade do lodo de inóculo com seu futuro substrato, a atividade obtida foi 60 % inferior à do teste com acetato, resultando em uma quantidade necessária de inóculo de aproximadamente 30 m³, conforme se pode observar nas Figura 27 e 28.

A Figura 27 mostra a produção de metano ao longo do teste de AME utilizando esgoto como substrato.

Figura 27 - Produção de metano ao longo do teste de AME do inóculo, com esgoto como substrato.

A Figura 28 mostra o primeiro trecho retilíneo de inclinação máxima da curva com pontos ajustados por regressão linear e seu correspondente coeficiente angular.

Figura 28 - Atividade metanogênica específica do inóculo, utilizando esgoto como substrato.

Mesmo com o próprio esgoto afluente à ETE como substrato, a atividade foi alta (0,96 kgDQO/kgSTV.dia). A quantidade de inóculo aplicada no reator foi de 12 m³, conforme o teste com acetato, frente aos custos envolvidos no transporte de 30 m³, que implicariam na necessidade de três viagens do caminhão disponível para este serviço até a cidade de Rio Claro – SP, a 70 km de distância.

É válida a observação de que a adoção de volume de lodo de inóculo correspondente a aproximadamente 10% do volume do reator, valor comumente adotado na prática, apresentou resultados melhores em relação a operação sem a adição deste.

No final do experimento, foi realizado teste de atividade metanogênica específica para o leito de lodo. Foi possível observar decréscimo da AME de 50 %

utilizando o substrato acetato (1,1 kgDQO/kgSTV.dia) em relação ao mesmo teste com o inóculo e de 30 % usando o esgoto de Água Vermelha (0,6 kgDQO/kgSTV.dia). A Figura 29 mostra a atividade obtida utilizando esgoto como substrato e a Figura 30 com o uso de acetato. Nota-se que o valor da atividade com o substrato esgoto foi mais próximo dos valores usualmente encontrados.

Figura 29 - Atividade metanogênica específica para o leito de lodo, no fim do experimento, utilizando esgoto como substrato.

Figura 30 - Atividade metanogênica específica para o leito de lodo, no fim do experimento, utilizando acetato como substrato.

Apesar da redução da atividade observada, vale ressaltar que o lodo ainda possui boa atividade (1,17 kgDQO/kgSTV.dia para o acetato), mostrando seu potencial de tratamento cessadas as condições hidráulicas desfavoráveis.

6.3 Microscopia óptica no inóculo

O exame microscópico mostrou a provável presença de *Methanosaeta* e *Methanosarcina*, o que justifica a excelente atividade metanogênica atingida. Todas as fotos estão com aumento de 1 500 vezes.

A Figura 31 mostra a provável presença de *Methanosarcina* sp. em foto comum (a) e com fluorescência (b).

Figura 31 – Fotomicrografias de morfologias semelhantes *Methanosarcina* sp. em foto comum (a) e com fluorescência (b).

A Figura 32 mostra filamentos semelhantes a *Methanosaeta* sp.

Figura 32 - Filamentos semelhantes à *Methanosaeta* sp.

As referências utilizadas para indicar a semelhança das morfologias nas microscopias foram Jenkins *et al.* (1993), Berk & Son (1993), Black (2002) e Sakamoto *et al.* (2005).

6.4 Microscopia no 225° e 280° dia de operação

No 225° dia de operação, aproximadamente 60 dias após a inoculação, foi feita a microscopia óptica do leito de lodo (coletada a 0,25 m de altura). A visualização microscópica não mostrou a presença de morfologias semelhantes a *Methanosarcina* sp., que existiam no inóculo aplicado ao reator, como apresentado no item anterior. Visualizou-se apenas morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp. e bacilos. Este fato pode dever-se à baixa concentração de acetato, observada no afluente e efluente, mesmo em se tratando da partida do reator, situação que favorece a permanência das *Methanosaeta* em substituição às *Methanosarcina*. A Figura 33a mostra morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp. e bacilos e a Figura 33b feixes de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp.

(a) (b)
Figura 33 – Fotomicrografias de algumas morfologias presentes no reator no dia 225 de operação. Morfologias semelhantes a *Methanosaeta* e bacilos (a) e feixes de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* (b).

No 280° dia de operação foram realizadas as microscopias no leito de lodo (0,25 m) e na manta de lodo (coletada a 0,85 m).

Nesta análise (Figura 34) foram visualizadas no leito de lodo, além das mesmas morfologias na análise anterior (*Methanosaeta* sp. e bacilos), cadeias de cocos. Observou-se também a presença de bacilos com inclusões, provavelmente grânulos de polifosfato, característicos de ambiente facultativo (Figura 35a). Os cocos encontrados também são semelhantes ao tipo que habita ambientes facultativos e podem ser

observados em cadeia na Figura 35b. Este fato pode ser devido à permanência do afluente do UASB no tanque pulmão, antes de ser recalcado, onde se pode notar claramente também o desenvolvimento de algas (Figura 36), além do fato de haver mistura com o lodo aeróbio nesta região.

Na Figura 37 tem-se o reator UASB em início de processo de esvaziamento para procedimento de inoculação, onde se pode notar as algas procedentes do tanque pulmão. É válida também a observação nesta figura da corrosão na tulipa coletora do efluente final. Notou-se que nos horários em que o esgoto acumulado no tanque pulmão era recalcado para o UASB havia alteração de cor, passando a esverdeada tanto no afluente quanto no efluente, além de aumento de sólidos e DQO.

Figura 34 – Fotomicrografias de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp.

(a)

(b)

Figura 35 – Fotomicrografias de algumas morfologias presentes no leito de lodo no dia 280 de operação. Bacilos com inclusões (a) e cadeia de cocos (b).

Figura 36 - Desenvolvimento de algas no tanque pulmão.

Figura 37 - Algas procedentes no tanque pulmão no reator UASB.

Na manta de lodo, na amostra coletada a 0,85 m de altura, observou-se a presença de bactérias semelhantes a fototróficas anoxigênicas (Figura 38a) e de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp.(Figura 38b).

Figura 38 – Fotomicrografia de algumas morfologias presentes no leito de lodo (0,85 m) no dia 280 de operação. (a) Bacilos semelhantes a bactérias fototróficas anoxigênicas e morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp., bacilos e vibrios.

Notou-se que nesta altura do reator o lodo era disperso e a quantidade de microrganismos presentes era bastante inferior à amostra do leito. Estes dados diferem de Silva *et al.* (2005), onde a maior quantidade de biomassa metanogênica acetoclástica foi encontrada na altura de 0,75 m ao invés de 0,25 m. Isto pode se dever ao protocolo adotado para o descarte do lodo do BAS ser diferente do sugerido em Sanevix (2003), e adotado pelo autor, de duas lavagens diárias do biofiltro. Na ETE Água Vermelha era feita apenas uma lavagem semanal, portanto, as possíveis interferências causadas pela entrada do lodo aeróbio tiveram impacto inferior ao da ETE UFES citado em Silva *et al.* (2005).

6.5 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Com a amostra coletada no 225º dia de operação, aproximadamente 60 dias após o início da Fase II, foi feita observação no microscópio eletrônico de varredura. Inicialmente, esperava-se realizar esta análise apenas se ocorresse a formação de grânulos, mas esta ocorrência não foi possível sob as condições ambientais fornecidas ao reator e as características do esgoto afluyente, como já era esperado pelos relatos da literatura.

As imagens obtidas não acrescentaram novidades em relação à visualização pela microscopia óptica, já que não puderam ser observados arranjos de organismos. Apenas

a presença de feixes de *Methanosaeta* sp.(Figura 39a) e a presença de bacilos (Figura 39b). Por este motivo não foi realizada esta análise ao término do experimento.

Figura 39 - Feixe de morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp. (a) e morfologias isoladas semelhantes a *Methanosaeta* sp. e bacilos (b).

6.6 Demanda química de oxigênio (DQO)

As médias de DQO afluente e efluente considerando todas as coletas compostas da Fase II, em todos os dias da semana, foram 600 mg/L e 400 mg/L, respectivamente. Na análise estatística de segundas e terças-feiras os valores das médias foram próximos a esta média global, sendo 660 mg/L para o afluente e 360 mg/L para o efluente de segunda-feira, e 650 mg/L para o afluente e 410 mg/L para o efluente de terça-feira. Na Figura 40 se pode observar a variação da DQO bruta afluente nas segundas-feiras, entre 8 e 13 horas, em função dos dias de operação. “Lm” é a linha correspondente à média aritmética dos valores observados, “LCS” é o limite superior e “LCI” corresponde ao limite inferior. As tabelas com os dados de origem e a análise estatística encontram-se no anexo B.

Figura 40 - Comparação da DQO bruta afluente nas segundas-feiras, entre 8 e 13 horas, em função do dia de operação.

O valor médio da DQO bruta afluente nas segundas-feiras foi de 665 mg/L e o desvio padrão foi de 255 mg/L. Pode observar na Figura 40 que 53 % dos valores medidos encontram-se fora dos limites de controle, ou seja, o afluente apresenta grande variação ao longo do dia.

A Figura 41 mostra a variação da DQO bruta efluente nas segundas-feiras, entre 8 e 13 horas, em função dos dias de operação.

Figura 41 - Comparação da DQO bruta efluente nas segundas-feiras, entre 8 e 13 horas, em função do número de amostras.

O valor médio da DQO bruta efluente as segundas-feiras foi de 360 mg/L e o desvio padrão foi de 50 mg/L. Pode-se inferir da Figura 41 que a variabilidade para o

efluente foi menor que para o afluente, observando que apenas 20 % dos valores encontrados estão fora dos limites de controle.

Para as terças-feiras, o valor médio da DQO bruta afluente foi de 650 mg/L e para o efluente foi de 400 mg/L. O desvio padrão na concentração afluente foi de 180 mg/L e no efluente de 72 mg/L, como pode ser visto nas Figura 42 e 43. A variabilidade para o afluente nas terças-feiras foi aproximadamente igual à de segunda-feira (50 %), enquanto que para o efluente de terça-feira a variabilidade de foi maior que a do efluente das segundas-feiras (42 %).

Figura 42 - Comparação da DQO bruta afluente nas terças-feiras, entre 8 e 13 horas, em função dos dias de operação.

Avaliação dos valores de DQOb efluente entre 8 e 13 horas na terça-feira

Figura 43 - Comparação da DQO bruta efluente nas terças-feiras, entre 8 e 13 horas, em função dos dias de operação.

A análise comparando as amostras ao longo do dia pelo teste t de Student mostrou que não há diferença significativa entre segundas e terças-feiras para o afluente, como também foi visto pelos gráficos de Shewhart, pois o afluente teve o mesmo comportamento variável para os dois dias.

Para o efluente, o teste t mostrou diferença significativa (nível $p = 0,1$), o que também pode ser visto nos gráficos de Shewhart comparando as Figura 41 e 43.

A seguir são apresentados os gráficos resultantes da comparação entre segundas e terças-feiras (Figura 44 a 49), para afluente e efluente, separados em três períodos de horários. O primeiro das 8 às 10 horas, o segundo das 10 às 12 horas e o terceiro entre 12 e 13 horas. Os dias 204, 225, 253, 259 e 266 correspondem às segundas-feiras e os demais às terças-feiras.

Figura 44 - Comparação da DQO bruta afluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 8 às 10 horas.

Figura 45 - Comparação da DQO bruta afluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 10 às 12 horas.

Figura 46 - Comparação da DQO bruta afluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 12 às 13 horas.

Para o afluente, os períodos de 8 às 10 horas e de 10 às 12 horas apresentaram maior quantidade de pontos fora dos limites de controle, (44 %), enquanto que para o período de 12 às 13 horas essa quantidade foi de 33 %.

Para o efluente, o período das 10 às 12 horas foi o que mostrou maior quantidade de pontos fora dos limites de controle, 44 %. Para o período das 12 às 13 este valor foi de 22 % e para o período das 8 às 10 a variabilidade foi menor, 10 %.

Figura 47 - Comparação da DQO bruta efluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 8 às 10 horas.

Figura 48 - Comparação da DQO bruta efluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 10 às 12 horas.

Figura 49 - Comparação da DQO bruta efluente, entre 2ª e 3ª feira, para o período das 12 às 13 horas.

A Tabela 10 apresenta os valores médios da DQO, nos três períodos do dia observados e seus respectivos desvios-padrões.

Tabela 10 - Valores médios de DQO, nos três períodos do dia observados e seus respectivos desvios-padrões.

Horário	8 às 10	10 às 12	12 às 13
Afluente			
DQO (mg/L)	504	698	737
Desvio Padrão	154	231	219
Efluente			
DQO (mg/L)	362	394	376
Desvio Padrão	59	73	60

As análises pelo teste t de Student com os dados de segundas e terças-feiras agrupados mostraram que;

Para o afluente:

- quando comparado o período de 8 às 10 horas com o de 10 às 12 horas, encontrou-se uma diferença significativa ao nível $p = 0,1$;
- para o período de 8 às 10 horas com o de 12 às 13 horas, encontrou-se diferença significativa ao nível $p = 0,02$;
- para o período de 10 às 12 com o de 12 às 13 horas, a diferença foi não significativa.

Isto indica que a DQO afluente no início da manhã é diferente da observada no restante do dia. Analisando-se os valores da tabela 10 (os valores de cada coleta podem

ser observados nas tabelas B3 a B5 em anexo), conclui-se que a DQO no período das 8 às 10 horas é menor que a observada nos demais horários.

Para o efluente, quando comparados os pares de intervalos das 8 às 10 com das 10 às 12 horas, 8 às 10 com 12 às 13 horas e 10 às 12 com 12 às 13 horas, a diferença entre as médias não foi significativa. Esse resultado é bastante importante, em termos de confiabilidade do processo, indicando que o reator consegue absorver as variações na composição do afluente sem prejuízo para o seu desempenho, não se mostrando sensível às sobrecargas orgânicas, quando analisados dados de dois dias da semana agrupados. Isto sugere que em uma avaliação global do tratamento, eficiência semanal ou mensal, por exemplo, não haveria diferença no efluente do reator UASB.

A Figura 50 apresenta a variação da DQO bruta afluente e efluente ao longo do tempo. Pode-se inferir desta figura que, na primeira fase, com DQO bruta afluente média de 400 mg/L, houve eficiência média de 20 % de remoção de DQO, com várias semanas de amostragem onde houve carreamento de matéria orgânica. Oliva (1997) obteve, durante a partida de UASB de 18 m³, sem inóculo, eficiência média de remoção de DQO de 45 %, com TDH de 16 horas, concluindo-se que a sobrecarga hidráulica afetou significativamente o desempenho do reator na remoção de DQO. Este fato foi também relatado por Oliva (1997), que observou aumento de DQO efluente nos ensaios que submetiam o reator UASB a sobrecargas hidráulicas. A autora concluiu refletir-se em um efeito pequeno, porém continuado, de desequilíbrio no processo de digestão.

Na Fase II, após três semanas da inoculação o reator começou a apresentar eficiência de 10 % de remoção, com máxima eficiência de 60 %, com média de 40 %. Ressalte-se que a DQO bruta afluente média foi 30 % maior em relação à Fase I (600 mg/L). Nota-se que a queda de eficiência no dia 259 é devida ao excesso de sólidos no reator, pois a manta estava com altura de aproximadamente 3 m, quando foi então efetuado o descarte de 8,5 m³ de lodo. O reator começou a apresentar eficiência constante de remoção de DQO filtrada com 240 dias de operação (57 dias após a inoculação). Considerou-se esta data como possível início de estabilização, pois a DQO bruta apresentava remoção constante desde o 190º dia e os valores de DBO bruta e filtrada apresentavam remoções a partir do dia 197. No entanto, os SDV começaram a apresentar remoção apenas no dia 266.

Os valores que originaram os gráficos dos parâmetros físico-químicos analisados encontram-se no anexo A.

Pôde-se observar que os lançamentos de lodo de fossas (dias 211, 218 e 266) não provocaram eficiência negativa na remoção de DQO, como em Vieira *et al.* (2005), onde foram observados valores até 140 % maiores no efluente em relação ao afluente na ocasião em que o reator UASB da ETE Lajes recebia até 10 caminhões com lodo de limpa-fossa por dia.

Figura 50 - Variação de DQO bruta afluente e efluente ao longo do tempo.

Na Fase I a média de DQO afluente filtrada foi 212 mg/L, com eficiência média de remoção de 12 %, enquanto que na Fase II as médias foram de 274 mg/L e 24 %, com eficiência máxima de 51 %. A baixa eficiência pode estar relacionada à ocorrência de digestão incompleta no reator, onde a matéria orgânica em suspensão estava possivelmente sendo dissolvida, mas não convertida a metano e CO₂, pois observou-se aumento de DQOf e SDT no efluente até o dia 240 de operação. Oliva (1997) também observou queda de eficiência de remoção de DQO quando o reator em estudo foi submetido a sobrecargas hidráulicas.

A fração filtrada da DQO representou em média 60 % da DQO efluente, mostrando que a remoção física predominou sobre a biológica.

6.7 Série de sólidos

Da Figura 51 a Figura 56 se pode observar o comportamento da concentração de sólidos totais e suspensos, afluentes e efluentes, ao longo do tempo. A remoção de

sólidos totais começou a ocorrer a partir do dia 197 de operação, com eficiência média de 35 % e máxima de 81 %. Os valores de pico observados na Figura 51, nos dias 211, 218 e 266, correspondem a lançamentos indevidos de lodo de limpa-fossas, que ocorrem de forma esporádica sem aviso prévio. Estes picos devem-se aos sólidos dissolvidos fixos (SDF) que correspondem a aproximadamente 90 % dos sólidos totais fixos (STF).

Pode-se observar na Figura 51 que os lançamentos de lodo de fossas provocaram eficiência negativa na remoção de sólidos totais, como em Vieira *et al.* (2005). Sobrepostos aos dados de ST estão os dados de DQO de amostras não filtradas, onde se pode observar que o lançamento de lodo não provocou alteração na remoção de DQO.

Figura 51 - Variação da concentração de sólidos totais e DQO bruta afluente e efluente.

Figura 52 - Variação da concentração de sólidos totais fixos afluente e efluente.

Figura 53 - Variação da concentração de sólidos totais voláteis afluente e efluente.

A Tabela 11 mostra as eficiências de remoção de sólidos suspensos nas fases I e II. Na Fase I, a remoção de SST foi de 30 % e não houve remoção de SSF. Oliva (1997) obteve durante a partida de UASB, sem inóculo, eficiência média de remoção de SST de 60 %, com TDH de 16 horas. Embora ocorram quedas de eficiências quando da operação em escala real em torno de 20 %, como discutido na revisão

bibliográfica, conclui-se que a sobrecarga hidráulica também afetou o desempenho do reator na remoção de sólidos suspensos, como ocorreu com a remoção de DQO.

Na Fase II, a eficiência média de remoção de SST foi de 60 %, com eficiência máxima de 85 %. Ressalta-se que o valor mínimo de 29 % de remoção de SSV corresponde ao dia 211, lançamento de lodo de limpa-fossas, período anterior ao início da provável estabilização do reator, mostrando que o lançamento de lodo prejudicou a razoável eficiência de remoção que vinha sendo obtida (Figura 56). Ekman (2000) também relata remoção de sólidos suspensos bastante variável no primeiro ano de operação do reator UASB da ETE de Caxias do Sul, o que foi atribuído a variações de carga hidráulica.

Observa-se que mesmo com TDH de 3 horas (dia 204), não houve aumento de SST no efluente como observado por Singh & Viraraghavan (2003) em escala de bancada, para este mesmo TDH, com temperatura entre 20 e 30 °C (semelhante à observada em Água Vermelha).

Tabela 11 - Valores médios, mínimos e máximos e o número de dados analisados (n) do parâmetro SS e respectiva eficiência durante as fases I e II.

Eficiência (%)	Fase I			Fase II		
	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV
Méd.	30	NR	40	60	81	55
Mín.	0	NR	0	30	30	30
Máx.	55	NR	45	85	100	80
N	6	6	5	13	11	13

NR: não ocorreu remoção da variável analisada.

Figura 54 - Variação das concentrações afluente e efluente de sólidos suspensos totais

Figura 55 - Variação das concentrações afluente e efluente de sólidos suspensos fixos.

Figura 56 - Variação das concentrações afluente e efluente de sólidos suspensos voláteis

Da Figura 57 a Figura 59 pode-se observar a variação da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), fixos e voláteis. Pode-se inferir destas figuras que o pico de sólidos proveniente do lançamento de lodo dos caminhões limpa-fossas não foi absorvido na ocasião em que o reator UASB ainda encontrava-se em fase de adaptação, como pôde ser observado pela ocorrência do pico de sólidos no efluente para o dia 211 de operação. Na ocorrência posterior de lançamento de lodo, dia 266, observa-se que o pico de sólidos não se repetiu no efluente, sendo absorvido no UASB. Nota-se que nas quatro semanas subseqüentes aos dois primeiros lançamentos (dias 211 e 218) o reator apresentou maiores valores de SDT, SDF e SDV no efluente em relação ao afluente, o que também se refletiu nos ST e STF.

Figura 57 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos dissolvidos totais ao longo do tempo.

Figura 58 - Variação das concentrações afluyente e efluente de sólidos dissolvidos fixos ao longo do tempo.

Figura 59 - Variação das concentrações afluentes e efluentes de sólidos dissolvidos voláteis ao longo do tempo.

Da Figura 60 a Figura 66 são apresentadas as variações das concentrações da série de sólidos ao longo da altura do reator, permitindo avaliar a expansão da manta de lodo.

A variação da concentração de sólidos no leito de lodo (0,25 m de altura) pode ser vista na Figura 60. Na Fase I, a partir do dia 54 de operação, observou-se período de crescimento dos sólidos acentuado que, duas semanas depois, havia se modificado para um crescimento contínuo e aproximadamente uniforme até o fim da fase. Nota-se que após a inoculação (Fase II), houve inicialmente uma perda de sólidos, provavelmente causada pelo descarte efetuado pela válvula localizada a 0,15 m de altura, que se acreditava estar posicionada a 1,20 m, como especificado em projeto. No entanto, outros dois fatores podem também ter contribuído para a perda de sólidos, como também ocorreu no estudo de Rissoli & Bernardes (2005). São eles: um processo de seleção da biomassa, que deixou o reator, e uma produção lenta de biomassa na fase inicial de adaptação do lodo.

Aproximadamente 40 dias depois, na nova coleta, os sólidos apresentaram crescimento acelerado por duas semanas (como observado também para a Fase I), seguida por um crescimento contínuo e uniforme, dando indicações de que a biomassa adaptou-se, estabelecendo equilíbrio ecológico. Nota-se que os leitos formados nas fases I e II, embora tivessem concentrações semelhantes, possuíam habilidades de remoção diferentes, sendo a da Fase II bastante superior.

Figura 60 - Variação da concentração de sólidos no leito de lodo (0,25 m de altura).

Não houve crescimento de massa de sólidos na Fase I em nenhuma das alturas acima do leito, mostrando que as características do esgoto de concentrações médias e as velocidades ascensionais elevadas aplicadas não favoreceram o desenvolvimento da biomassa. Na Fase II o crescimento acentuado iniciou-se antes para a altura de 0,85 m, em relação a todas as outras alturas de coleta. Após este período, o comportamento foi semelhante ao observado para a altura de 0,25 m.

Figura 61 - Variação da concentração de sólidos a 0,85 m de altura.

Para as alturas de 1,45 m, 2,05 m e 2,65 m o aumento da concentração de sólidos teve o mesmo comportamento observado a 0,25 m.

Figura 62 - Variação da concentração de sólidos a 1,45 m de altura.

Figura 63 - Variação da concentração de sólidos a 2,05 m de altura.

Figura 64 - Variação da concentração de sólidos a 2,65 m de altura.

Para 3,25 m de altura o crescimento também foi observado com aproximadamente 40 dias, porém se estendeu por 20 dias (tempo maior que nas alturas inferiores). Ressalta-se que o baixo valor de concentração observado no dia 240 de

operação provavelmente se deve à baixa vazão afluyente registrada neste dia, pois a baixa vazão proporciona menores velocidades ascensionais e conseqüentemente menor ressuspensão da manta. Então, este dado seria considerado fora do padrão de coleta, como se tivesse sido lido fora do horário normalmente utilizado. Aproximadamente 60 dias após a inoculação (225º dia) a manta atingiu 3,25 m de altura.

Figura 65 - Variação da concentração de sólidos a 3,25 m de altura.

O aumento da concentração de sólidos, a 3,85 m de altura, iniciou-se com 100 dias após a inoculação (dia 259). Este fato gerou a necessidade de se efetuar o descarte do lodo excedente, pois houve aumento de sólidos totais e DQO no efluente, fazendo com que não ocorresse remoção destes parâmetros.

Nota-se que à altura de 3,85 m a manta de lodo estava acima do defletor, atingindo o início do separador de fases.

Observando que a manta sobe aproximadamente 12 cm/semana, se pode então estabelecer que seja feito um descarte de 8,5 m³/mês, tempo condizente com o recomendado por SANEVIX (2003) para que o lodo permaneça no leito de secagem para estabilização, podendo então ser removido para dar espaço ao novo descarte. O intervalo entre descartes recomendado em SANEVIX (2003) é de 1 a 2 meses. A ETE Água Vermelha provavelmente requereu menor intervalo devido ao lançamento de lodo de limpa-fossas. O volume descartado pode ser medido na parede do leito de secagem. Quando a altura de lodo atingir 0,15 m tem-se o volume de lodo desejado descartado.

Como o aumento de sólidos observado no dia 218 não persistiu nos dias seguintes (até o dia 253), acredita-se que este aumento pontual tenha sido devido ao lançamento de lodo de limpa-fossas que ocorreu neste dia. Oliva (1997) também observou, durante a operação do reator UASB utilizado na pesquisa, que a concentração de sólidos chegava a variar durante um mesmo dia nas diversas tomadas de

amostragem. Durante ensaios de repostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas, aumentando 50 % a vazão afluyente foram observadas sistematicamente concentrações mais elevadas na tomada de leitura a 0,90 m do fundo do reator, pela manhã, antes de provocar-se o pulso de vazão, e concentrações sensivelmente mais elevadas na tomada acima (1,80 m), no período da tarde, antes de iniciar-se novo pulso de vazão.

Figura 66 - Variação da concentração de sólidos a 3,85 m de altura.

A Figura 67 mostra a variação da concentração dos sólidos sedimentáveis (SS) ao longo da altura do reator. Pode-se observar no dia 259 o aumento da quantidade de SS na altura de 3,85 m, ocasião em que se optou pelo descarte. A média de SS manteve-se em 0,2 mL/L do início do experimento até o dia 218 de operação; do 225º ao 253º dia de operação a média foi de 2 mL/L, atingindo 150 mL/L no referido dia 259 e após o descarte do lodo excedente retornou para 2 mL/L.

Figura 67 - Variação dos sólidos sedimentáveis a ao longo da altura do reator.

As concentrações de ST variam claramente ao longo da altura do reator. Na Fase I, sem adição de inóculo, observa-se a formação do leito de lodo a partir de 60 dias de operação, com concentrações próximas às da Fase II, mas sem ocorrência de formação da manta de lodo (Figura 68a). Oliva (1997) obteve, em reator de 18 m³, os mesmos resultados, porém operando em condições hidráulicas ideais.

Na Figura 68b, observa-se a formação da manta e do leito de lodo, com 60 dias de operação, com inoculação. A Figura 69a mostra o leito e a manta, antes do descarte de lodo, onde se pode observar o excesso de sólidos na parte mais alta do reator, fato que provocou carregamento de sólidos, obtendo-se eficiência negativa na remoção de ST. A Figura 69b mostra o final da Fase II, depois de efetuado o descarte. A diminuição da altura da manta de lodo proporcionou eficiência de remoção de ST de 82 %.

Figura 68 – Perfil de sólidos totais e voláteis no reator, com 60 dias de operação da Fase I, sem inóculo e com 60 dias de operação Fase II, com inoculação.

A diminuição da concentração de sólidos totais com o aumento da altura indica o bom adensamento do lodo misto (lodo anaeróbio do UASB + lodo aeróbio do BAS) no interior do reator (Tabela 12). A tabela D1 em anexo mostra os valores de adensamento ao longo de toda a pesquisa.

Figura 69 - Perfil de sólidos totais e voláteis no reator, na da Fase II – 97 dias de operação com inóculo (a) antes do descarte e no final da Fase II – 104 dias de operação, após o descarte de 8,5 m³ de lodo do UASB (b).

Tabela 12 – Porcentagem de sólidos em massa (% STV/ST) para as alturas de 0,25 m, 0,85 m e 1,45 m para 80 dias de operação da Fase I, 60 dias de operação da Fase II e final do experimento.

Altura no reator (m)	STV/ST (%)		
	80 dias de operação da fase I	60 dias de operação da fase II	Final do experimento
0,25	64	70	65
0,85	51	71	64
1,45	52	70	65

Na região do leito de lodo a 0,25 m onde se situa a zona de mistura dos lodos anaeróbio (UASB) e aeróbio (BAS), os valores de STV/ST indicam um lodo com boa sedimentabilidade. Foram observados para esta relação valores de 64 % para 80 dias de operação da Fase I; 70 % para 60 dias de operação da Fase II (quando ocorreu a formação da manta de lodo) e 65 % para o final do experimento. Para as alturas de 0,85 m e 1,45 m, observa-se boa sedimentabilidade apenas na Fase II. Estes valores são semelhantes aos obtidos por Paula Junior *et al.* (2003), que operou reator UASB (26,5 m³) com e sem retorno de lodo de BAS (12 m³) na ETE-UFES, obtendo STV/ST de 64 %. Silva *et al.* (2005) operando a mesma ETE, também com recirculação, obteve 77,1

% de STV/ST. Nos três estudos, houve aumento nos teores de ST e STV no leito de lodo quando recirculado lodo aeróbio de BAS, já que os valores obtidos para reatores tratando exclusivamente esgoto sanitário situam-se normalmente entre 45 e 55 % de STV/ST.

6.8 Caracterização do lodo do BAS recirculado para o UASB

A Tabela 13 mostra os valores médios dos parâmetros analisados no lodo que era retirado do biofiltro em sua lavagem, que era recirculado para o UASB.

Tabela 13 - Concentrações médias de sólidos no lodo de lavagem do biofiltro aerado submerso.

Variável	Valor médio	Unidade
ST	6376	mg/L
STF	1762	mg/L
STV	4614	mg/L
SST	5492	mg/L
SSF	1373	mg/L
SSV	4119	mg/L
SS	600	mL/L

6.9 Produção de sólidos

A média da produção diária de lodo em relação à DQO aplicada é mostrada na Tabela 14 (P_{lodo}) em kgSST/dia. Nela também se encontram as médias dos coeficientes de produção de sólidos observados (Y_{obs}) em cada fase da pesquisa, em kgSST/kgDQO aplicada ao longo da altura do reator e os valores de projeto esperados. O fato da produção de lodo e do Y_{obs} terem sido calculados em relação à DQO aplicada e não à DQO removida se deve às baixas eficiências obtidas sob as condições de operação de sobrecarga hidráulica. As sobrecargas hidráulicas acarretaram, em algumas semanas, carreamento de sólidos ao invés de acúmulo na manta de lodo, fazendo com que as eficiências de remoção de DQO e de SST fossem negativas, impossibilitando sua inclusão nos cálculos, o que diminui a quantidade de dados disponíveis. Chernicharo (1997) lembra que de acordo com a cinética de crescimento bacteriano e de utilização do substrato, o Y_{obs} é expresso em termos da DQO removida do sistema de tratamento

(kgSSV/kgDQOremov). Todavia, o mesmo autor relata que a experiência brasileira tem indicado valores do coeficiente de produção de sólidos usualmente expressos em termos de sólidos suspensos totais e de DQO aplicada ao sistema, por isto este autor também expressa o Y_{obs} em relação à DQO aplicada, visando permitir a comparação com os dados de outros pesquisadores.

Tabela 14 - Valores médios da produção diária de lodo em relação à DQO aplicada em kgSST/dia, do coeficiente de sólidos observado em kgSST/kgDQOaplicada e respectivos valores de projeto esperados.

Altura (m)	Y_{obs} - Fase I (kgSST/kgDQOa)	P_{lodo} - Fase I (kgSST/dia)	Y_{obs} - Fase II (kgSST/kgDQOa)	P_{lodo} - Fase II (kgSST/dia)
0,25	0,073	17,3	0,788	161,1
0,85	0,005	1,5	0,950	87,7
1,45	0,064	11,2	0,419	97,5
2,05	0,016	3,2	0,244	57,0
2,65	0,108	1,8	0,451	64,1
Projeto	0,15 ⁽¹⁾	38,0 ⁽¹⁾	0,15 ⁽¹⁾	38,0 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Os dados de projeto são os encontrados em SANEVIX (2003).

Durante a partida, as condições internas variam muito e conseqüentemente a razão de produção de lodo também, por isso a grande variabilidade dos valores encontrados. Na Fase I, Y_{obs} e P_{lodo} mostraram-se sempre abaixo do que é normalmente observado na literatura; na Fase II, sempre acima. Chenicharo (1997) cita que os valores reportados para o caso de reatores UASB tratando esgotos domésticos têm sido da ordem de 0,10 a 0,20 kgSST/kgDQOaplic.

Rissoli & Bernardes (2005), em escala piloto, encontraram valores de Y_{obs} de 0,075 kgSST/kgDQOaplic, abaixo dos citados na literatura.

Chernicharo & Pontes (2005), estudando o efeito do retorno do lodo aeróbio na biomassa de reator UASB de 22 m³, encontraram 0,23 gST/gDQOaplicada para a produção específica média de sólidos.

6.10 pH

O pH se manteve em torno de 7,2 tanto para o afluente quanto para o efluente ao longo de toda a pesquisa, como se pode observar na Figura 70. Chernicharo (1997) recomenda que este se encontre no intervalo de 6,8 a 7,4 e sempre acima de 6,2. Os

valores máximos e mínimos para o afluente e efluente respectivamente foram 8,2; 6,7 e 8,7; 6,3.

Figura 70 - Variação do pH ao longo do tempo.

Não foi necessária em nenhum momento a adição de produtos químicos para estabilizar o processo, concluindo-se, portanto, que a sobrecarga hidráulica, o retorno de lodo aeróbio e o lançamento de lodo de fossas não afetaram a estabilidade do pH.

6.11 Alcalinidade parcial e total

A Figura 71 apresenta a variação de alcalinidade parcial e total ao longo do tempo. Os valores médios de alcalinidade parcial afluente, total afluente, parcial efluente e total efluente foram respectivamente 175, 250, 185 e 300 mgCaCO₃/L. Observou-se um aumento nos valores na ocasião da entrada de lodo de fossas (dias 211, 218 e 266), tanto para alcalinidades parciais quanto totais, função dos sólidos dissolvidos presentes neste tipo de lodo.

Figura 71 - Variação de alcalinidade total e parcial ao longo do tempo.

6.12 Relação entre Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), DQO e Carbono Orgânico Filtrado (COT_F)

A relação DQO/DBO esperada para esgotos domésticos brutos é de 1,7 a 2,4. No esgoto afluente a ETE Água Vermelha, embora a média desta relação tenha sido de 1,8, observou-se em alguns dias de coleta que esta relação foi de até 3. Valor semelhante também foi encontrado na avaliação do efluente da empresa TAM que foi utilizado no início da Fase I da pesquisa, como apresentado anteriormente na Tabela 8. Esta relação demonstra que embora a ETE tenha sido projetada para o tratamento de efluentes domésticos, em alguns dias podem ter ocorrido lançamentos de efluentes com características não tratáveis por processos biológicos, outro fator que pode ter contribuído para o desempenho insatisfatório do reator.

Segundo Metcalf & Eddy (2003) para amostras brutas a relação DBO/COT deve situar-se entre 1 e 1,6. Foi avaliada a relação entre as leituras de DBO e COT de amostras filtradas do afluente de Água Vermelha, pois a quantidade de sólidos presentes nas amostras não permitiam que estas fossem introduzidas no aparelho de leitura de COT sem filtração prévia, obtendo-se média de 4,5, valor bastante superior à sugerida pelos autores citados. Para o efluente a média desta relação foi 4,0.

Ressalta-se que foram iniciadas as análises de COT devido ao fato da observação de algumas incoerências nas leituras de DBO; onde em algumas análises se

obteve valores de DBO de amostras filtradas superiores ao valor das amostras brutas. Isto pode se dever a falhas na análise das amostras, que por possuírem altas concentrações de sólidos em algumas coletas tornavam mais difícil a obtenção de amostras homogêneas para todas as concentrações incubadas.

As concentrações de DBO lidas em amostras brutas e filtradas e de COTf ao longo da pesquisa encontram-se nas tabelas A12 e A16, em anexo. A partir do dia 197 (30 dias após a inoculação) foi observada remoção constante de DBO bruta e filtrada. Nas ocasiões de entrada do lodo das fossas, observou-se aumento no COT filtrado efluente, resultado atribuído à conversão parcial da matéria carbonácea particulada em dissolvida. Após a provável estabilização do reator UASB, na ocasião do novo lançamento de lodo de fossas (dia 266), este aumento não foi observado, mostrando que a manta formada foi capaz de degradar maior parcela do substrato afluente.

6.13 Ácidos Voláteis

A Figura 72 apresenta variação dos ácidos voláteis afluentes ao longo do tempo. Os ácidos voláteis se mantiveram sempre abaixo de 200 mg/L, como recomendado em Chernicharo (1997) para um bom funcionamento do processo de digestão. No entanto, mostraram-se ainda abaixo dos valores normalmente observados na literatura de 50 mg/L para efluentes de reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. Cosentino *et al.* (2005) em estudo em UASB com retorno de lodo aeróbio obteve valores médios efluentes de 85 mg/L para o ácido acético. Na maior parte das amostras não foi observada remoção de ácidos, provavelmente devido à ocorrência da acidogênese, mas não de conversão em gás, sendo os ácidos liberados no efluente. Na fase final do experimento (dias 253 e 259) há uma alteração deste comportamento com remoção constante de 50 % para o ácido acético, corroborando a hipótese do provável início de estabilização.

Figura 72 - Variação dos ácidos voláteis afluentes ao longo do tempo.

A Figura 73 apresenta a variação dos ácidos voláteis efluentes ao longo do tempo.

Figura 73 - Variação dos ácidos voláteis efluentes ao longo do tempo.

6.14 Nitrogênio

Da Figura 74 a Figura 77 são apresentadas, respectivamente, as variações das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitratos e nitritos. De

acordo com Chernicharo (1997), os valores de nitrogênio amoniacal devem ficar abaixo de 150 mg/L para não se tornarem tóxicos para as bactérias. Nota-se que em nenhum momento os valores foram superiores ao recomendado. A eficiência média de remoção de NTK foi baixa, apenas 15 %, com máxima de 40 %. Em relação ao nitrogênio orgânico, as eficiências de remoção foram mais significativas, com média de 50 % e picos de 80 %. Este fato indica que houve conversão de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos, já que estes apresentaram maior concentração no efluente em várias coletas, embora nas médias globais observe-se pequena diminuição no efluente. As médias observadas foram de 70 mg/L para o afluente e 60 mg/L para o efluente para nitrogênio total Kjeldahl, de 50 mg/L para o nitrogênio amoniacal no afluente e efluente; e 20 mg/L no afluente e 10 mg/L no efluente para o nitrogênio orgânico.

Figura 74 - Variação da concentração de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal ao longo do tempo.

Figura 75 - Variação da concentração de nitrogênio orgânico ao longo do tempo e eficiência de remoção.

Os altos valores de DQO afluente associados ao funcionamento ainda não satisfatório do reator UASB forneceram um afluente para o BAS ainda com altos valores médios de DQO (400 mg/L). Este fato provavelmente inibiu a nitrificação no BAS, fazendo com que no retorno do lodo deste para o UASB os valores de nitratos fossem baixos (média de 3 mg/L). Souza *et al.* (2005) estudando desnitrificação em reator UASB de 7,2 L, recircularam efluente nitrificado com concentrações de 10 a 35 mg/L (de reator nitrificante) e obtiveram no UASB desnitrificação com eficiências de 65 %.

Figura 76 - Variação da concentração de nitrato ao longo do tempo.

Figura 77 - Variação da concentração de nitrito ao longo do tempo.

6.14 Fósforo Total

Não houve variação na concentração de fósforo total entre o afluente e efluente e os valores aferidos encontram-se na tabela A16 em anexo.

Para a Fase I a relação esperada de DQO:N:P (500:5:1) foi de 200:30:1 e para a Fase II 300:40:1, mostrando que o esgoto afluente possuía nitrogênio e fósforo em quantidades superiores às esperadas em relação ao valor da DQO.

6.16 Temperatura

As temperaturas médias de operação foram de 23 °C no inverno e 26 °C no verão, dentro do esperado para esgotos domésticos segundo Chernicharo (1997).

6.17 Produção de Biogás

O sistema não dispõe de medidor de vazão de biogás gerado e o fato de na coleta do biogás, para avaliação de sua composição, notar-se que este chegava em pequenas quantidades pela tubulação de coleta, desencorajou a instalação de sistema de leitura de vazão, antes que fossem providenciadas a cobertura do reator e a perfeita vedação das tampas da câmara de gás.

De acordo com Chernicharo (1997), taxas de liberação inferiores a 1,0 m³/m².h dificultam a liberação do gás e favorecem a formação de densas camadas de espuma.

Observou-se a formação de espuma bastante fina e não constante, já que em momentos de excesso de vazão essa era revolvida e novamente incorporada ao líquido. Portanto, acredita-se que realmente a produção de gás foi bem inferior à esperada ($9,7 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), visto que o reator ainda não estabilizou completamente e que os problemas de possíveis perdas citados anteriormente também tenham contribuído para a pequena vazão de biogás observada.

As leituras do biogás não possibilitaram que fosse feita análise de sua composição frente à magnitude dos resultados. As leituras de CH_4 ficaram predominantemente abaixo do limite de detecção da curva do aparelho de leitura. Além da produção pequena e possíveis vazamentos, podem também ter ocorrido problemas relacionados ao transporte do amostrador de gás, visto que o trajeto da ETE ao laboratório durava em torno de 30 minutos, podendo ter ocorrido vazamento do material coletado e conseqüente entrada de ar, o que teria refletido a predominância de gás nitrogênio nas leituras.

6.18 Concentração de metais

Foram analisadas amostras do esgoto proveniente do distrito de Água Vermelha, da empresa TAM, do esgoto afluente e efluente ao UASB, BAS e UV, além das amostras coletadas ao longo da altura do UASB quanto à presença de metais pesados, para certificar-se de que não existiam compostos em concentrações prejudiciais à digestão do esgoto. Esta precaução foi tomada com base em relatos operacionais da ETE antes da reforma (ainda operando com o sistema de lagoas), quando lançamentos desta natureza provocavam sérios danos à biomassa das lagoas. As Tabelas 15 e 16 mostram, respectivamente, os valores das concentrações (mg/L) de zinco, chumbo, cádmio, níquel, ferro, manganês, cobre e cromo para os pontos de coleta na ETE. Os valores de ferro em maiores concentrações em relação aos outros elementos devem-se ao solo de Água Vermelha. A análise de cianeto no sedimento da caixa de areia apresentou concentração de $0,006 \text{ mg/L}$, abaixo do limite de $0,2 \text{ mg/L}$ permitido pela CETESB, de acordo com o Decreto nº 8.468, de 8/9/1976, (SÃO PAULO, 1976).

Tabela 15 - Valores das concentrações em mg/L de metais pesados para a ETE Água Vermelha.

Metal	Concentrações em mg/L						
	TAM	A.V.	UASB	UASB	BAS	BAS	UV
	efluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente
Zn	0,64	0,06	0,17	1,47	0,16	0,12	1,57
Pb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cd	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ni	ND	ND	0,23	ND	ND	ND	ND
Fe	1,20	2,43	12,54	2,60	1,63	2,61	19,96
Mn	0,02	0,01	0,08	0,04	0,05	0,43	0,47
Cu	ND	ND	0,01	0,03	ND	ND	0,06
Cr	ND	ND	0,52	ND	ND	0,10	ND

ND: não detectado.

A.V.: Efluente proveniente do distrito de Água Vermelha.

Tabela 16 - Valores das concentrações em mg/L de metais pesados para o perfil do reator UASB.

Metal	Concentrações em mg/L						
	0,25m	0,85m	1,45m	2,05m	2,65m	3,25m	3,85m
Zn	0,27	0,29	0,24	0,20	0,23	0,19	0,20
Pb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cd	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ni	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe	8,12	9,11	5,42	9,48	6,72	6,34	4,64
Mn	0,06	0,08	0,04	0,04	0,05	0,06	0,05
Cu	0,06	0,08	0,06	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	0,03	ND	ND	ND

ND: não detectado.

A análise da toxicidade por metais pesados foi feita através do parâmetro K (meq/kg) de Mosey* (1975) *apud* Foresti (2005). Segundo este autor, para valores inferiores a 200 meq/kg tem-se inibição pouco provável em processos anaeróbios de tratamento. Os valores calculados pela eq. (15) encontram-se na Tabela 17.

* Mosey, F.E.. (1975). *Water pollution control*.

$$K(\text{meq} / \text{kg}) = \frac{\frac{Zn}{32,7} + \frac{Ni}{29,4} + \frac{Pb}{103,6} + \frac{Cd}{56,2} + \frac{0,67Cu}{31,8}}{ST} \quad (15)$$

Onde: Zn, Ni, Pb, Cd e Cu são as concentrações destes metais em mg/L;

0,67 é o fator de redução parcial do cobre ao estado cuproso;

ST a concentração de sólidos totais em kg/L.

Tabela 17 – Valores do parâmetro K de Mosey para o reator UASB.

Entrada UASB	28,39
0,25m	17,24
0,85m	22,74
1,45m	20,08
2,05m	14,45
2,65m	14,85
3,25m	12,70
3,85m	12,53
Saída UASB	96,26

6.19 Eficiência global da ETE Água Vermelha

A ETE Água Vermelha, apesar dos fatores intervenientes, tem apresentado boas eficiências de remoção a partir do mês de julho (quatro meses após a partida do reator UASB e três meses após a partida do biofiltro e do reator de desinfecção por UV). Em dezembro de 2006 sua eficiência atingiu 90 %. A tabela 18 apresenta as médias mensais de eficiências de remoção de DBO, gentilmente fornecidas pelo SAAE – São Carlos, desde o início de operação da ETE em fevereiro até dezembro de 2006.

Tabela 18 – Eficiências globais de remoção em % da ETE Água Vermelha em função das análises de DBO afluyente e efluente.

Mês	Afluente (DBO em mg/L)	Efluente (DBO em mg/L)	Eficiência de remoção (%)
Fevereiro	155	65	58
Março	115	83	28
Abril	401	257	36
Maio	343	388	-

Tabela 18 - Eficiências globais de remoção em % da ETE Água Vermelha em função das análises de DBO afluente e efluente.

Junho	350	298	15
Julho	380	148	61
Agosto	425	170	60
Setembro	401	128	68
Outubro	358	86	76
Novembro	336	60	82
Dezembro	394	39	90

Fonte: SAAE – São Carlos.

As baixas eficiências observadas nos meses de maio e junho correspondem ao período em que foram realizadas intervenções nas unidades de tratamento, como a instalação do *by-pass*.

Ressalta-se que o reator UASB esteve submetido, além da situação de sobrecarga hidráulica, aos lançamentos de lodos de fossas e ao retorno de lodo do BAS, devendo estes fatores ser levados em consideração na avaliação da eficiência obtida.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 Relato operacional

Concluiu-se que o sistema de gradeamento não teve o desempenho esperado por ter sido instalado de maneira incorreta. Observando-se a figura 4, nota-se a presença de uma barra transversal onde a grade deveria estar apoiada, ao contrário do que foi executado, onde a grade está posicionada abaixo desta, impossibilitando que seja rotacionada para facilitar sua limpeza. Isto torna necessário que o operador entre na caixa de areia e remova com pá o material retido, operação que oferece risco de contaminação pelo contato direto com o esgoto.

No projeto inicial existiam também cestos coletores instalados na caixa de entrada do reator UASB, com a função de reter sólidos grandes que porventura persistissem após o tratamento preliminar (Figura 78). Estes cestos chegaram a ser instalados no reator, mas foram furtados durante a execução da obra. Sugere-se que estes sejam novamente providenciados ou que, como foi feita na ETE de Caxias do Sul (EKMAN *et al.*, 2000), seja providenciada a instalação sobre a grade de entrada de uma lâmina de aço inox, nas dimensões da grade, com furos de diâmetro inferior ao espaçamento das grades, dotada de alça e calha deslizadora na lateral que facilite sua limpeza. Isto impediria que os sólidos de grande dimensão atinjam o reator UASB, prejudicando seu desempenho.

Figura 78 – Cesto instalado na caixa distribuidora de vazão do reator UASB.

No acompanhamento do funcionamento da caixa de areia, observou-se a presença de um sedimento de coloração negra, que fez necessária a limpeza desta unidade três vezes por semana e que provavelmente foi responsável pela queima da bomba por duas vezes. Este sedimento provavelmente vinha do distrito de Água Vermelha, pois se acumulava logo após a entrada deste na caixa anterior à comporta, (mostrada na figura 2) e pode ser proveniente de lançamento de efluente industrial ou ainda dos lançamentos das fossas, pois, como dito anteriormente, estas sofriam infiltração de água pluvial, quando provavelmente sedimentos eram carreados para seu interior.

No projeto, esta unidade, dividida em dois compartimentos, deveria ser utilizada em apenas metade de seu volume, permanecendo o outro compartimento fechado para ser utilizado apenas nos momentos de limpeza. No entanto, desde o início da operação da ETE foi necessária a utilização das duas câmaras, pois nos momentos de pico de vazão se observava excessivo aumento na altura da lâmina e na velocidade com que o líquido escoava pela caixa, o que prejudicava a sedimentação de sólidos em suspensão.

A estação elevatória instalada, como relatado anteriormente, possui volume inferior ao de projeto, o que implicou em possuir cota de fundo acima da estabelecida neste. Este fato faz com que o esgoto em excesso na elevatória que é encaminhado por uma tubulação extravasora para o tanque pulmão, permaneça neste último até que um registro de fundo seja manualmente operado e o esgoto possa retornar, pois o refluxo

por gravidade não ocorre devido ao desnível. O acúmulo favorece a formação de algas no tanque pulmão que acabam por atingir o reator UASB, interferindo em seu funcionamento, como previamente citado. Sugere-se, portanto, que a cota de fundo do tanque pulmão seja elevada, permitindo o retorno do esgoto para a elevatória por gravidade e este tanque funcione então como tanque de equalização.

O menor volume da elevatória também ocasionou maior número de acionamentos da bomba, o que refletiu diretamente no desempenho do BAS, pois a vazão acumulada nas caixas de distribuição deste reator não escoava completamente através dos vertedores de entrada antes que a bomba fosse novamente acionada, provocando entrada de esgoto não tratado diretamente nas tulipas coletoras de efluente final.

De acordo com a vazão aferida no reator UASB, acredita-se que a bomba instalada não corresponde à especificada em projeto. Para sua adequação à condição atual de volume disponível na EE, recomenda-se a instalação de uma bomba de capacidade aproximada de recalque de 4 L/s e a utilização do tanque pulmão como tanque de equalização.

No reator UASB recomenda-se a instalação de medidor de vazão para que se tenha medida precisa da vazão afluyente, visto que parte da vazão armazenada no tanque pulmão é recalçada para o reator nos momentos em que a vazão afluyente à ETE diminui, fazendo com que a vazão no reator durante o dia seja maior que a afluyente à ETE, medida na calha Parshall da caixa de areia. Recomenda-se também a cobertura do reator para redução de perda do biogás formado e redução dos odores produzidos. Estes dois itens constavam no estudo preliminar da ETE, mas necessitaram ser suprimidos devido a limitações orçamentárias. Acredita-se que este seja um investimento importante para o bom funcionamento da ETE no futuro.

A ETE de Água Vermelha, como a grande maioria das ETEs em operação no país, está sujeita a fatores de interferência que afetam seu bom funcionamento, como os de natureza hidráulica, que podem estar relacionados ao desconhecimento das vazões afluentes, podendo estas deverem-se a vazões industriais, além de lançamentos indevidos de lodos de caminhões limpa-fossa que acontecem na rede coletora.

7.2 Conclusões

Os resultados mostraram um aumento nas concentrações efluentes do UASB em termos de sólidos dissolvidos e matéria orgânica dissolvida, quando submetido ao lançamento de lodo de fossas, que afetaram significativamente o afluente do BAS.

O leito de lodo formado na Fase I e na Fase II possuía concentrações semelhantes de sólidos, porém o segundo apresentou melhores remoções de matéria orgânica afluente.

Na Fase I o reator não foi capaz de remover matéria orgânica, não ocorrendo formação da manta de lodo. Na Fase II ocorreu o provável início da estabilização do processo, aproximadamente 60 dias após a inoculação (dia 240 de operação). A partir deste momento a remoção de matéria orgânica dissolvida foi considerada constante e foi observada a formação da manta de lodo.

As altas velocidades ascensionais prejudicaram o desempenho do reator. O *bypass* não foi alternativa eficiente para o controle da vazão recalçada.

O retorno de lodo aeróbio não interferiu na localização no reator da população metanogênica, que foi encontrada em maior quantidade a 0,25 m de altura; tampouco na sedimentabilidade do lodo misto (anaeróbio/aeróbio), que foi de 65% (STV/ST).

O protocolo de descarte de 8,5 m³ pode ser executado a cada 30 dias.

7.3 Propostas para futuras pesquisas

a) Continuidade da avaliação da influência do retorno semanal de lodo aeróbio nas populações microbianas do leito e da manta do reator através de ensaios de atividade metanogênica específica e microscopia, sem a interferência do lançamento de lodo de fossas e da velocidade ascensional excessiva. Isso possibilitaria concluir se o protocolo de descarte semanal realmente tem efeitos diferentes dos observados nos trabalhos com descartes diários.

b) Continuação da investigação da produção de sólidos por mais tempo, com o reator operando em estabilidade, para que se conheça o Yobs nesta condição. Isto tornaria possível avaliar se a produção de sólidos é realmente superior à observada na literatura ou se esta conclusão esteve ligada somente à instabilidade inerente ao reator no período de partida.

c) Continuidade da comparação entre outros dias da semana, além de segundas e terças-feiras, da DQO afluenta e efluente à ETE, para que se possa confirmar o comportamento observado entre segundas e terças-feiras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALÉM SOBRINHO, P. & JORDÃO, E. P. (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Projeto PROSAB. pp. 491-513.
- APHA, AWWA; WPCF. (1999). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington DC (USA): American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation.
- ARAÚJO, J.C. (1995) *Caracterização e evolução de biofilme em reator anaeróbio de leite fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético*. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 158p.
- BERK, S.G.; SON, J.H.G. (1993). *Wastewater Organisms – A Color Atlas*. Boca Raton: Lewis Publishers. 82p.
- BLACK, J. G. (2002). Características das células procarióticas e eucarióticas. In: _____. *Microbiologia: fundamentos e perspectivas*. 4^a ed. Cap. 4. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

- CARRASCO, K. I. A. (1992) *Balanço de massa e energia: aplicação ao tratamento de esgotos sanitários com reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) à temperatura de 20 °C*. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 212 p.
- CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T.; PIRES, E. P. (2005). *Influência da variação cíclica de carga hidráulica no comportamento do reator UASB*. In: *Anais do 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Reatores Anaeróbios*. Coleção “Princípios do tratamento biológico de águas residuárias”, volume 5. Belo Horizonte: Depto. de Eng. Sanitária e Ambiental (DESA), UFMG. 246 p.
- CHERNICHARO, C.A.L. & BORGES, J.M. (1996) Metodologia utilizada durante a partida de um reator UASB de 477 m³ tratando esgotos tipicamente domésticos. In: *ANAIS DO XXV CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL*, Tomo I - Vol. 2, pp. 655-661, México, DF.
- CHERNICHARO, C.A.L.; van HAANDEL, A. C.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. (2001). Introdução. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Projeto PROSAB. pp. 491-513.
- COSENTINO, P.R.S.; FILHO, J.A.S.; van HAANDEL, A.C.; CAVALCANTI, P.F.F. (2005). Estabilização de lodo de sistemas aeróbios em reatores tipo UASB. In: *Anais do 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- D'HAINAUT, L. (1997) *Conceitos e métodos da estatística*. 2ª ed. vol. 1. Lisboa: FUNDAÇÃO CALOUSTE GULBENKIAN, 362 p.

- EKMAN, M. C. S.; PALOSCHI, R. S. P.; SOUZA, J. F. (2000). Avaliação do desempenho da partida de um reator UASB operando em condições climáticas desfavoráveis. In: *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza. CD-ROM.
- FORESTI, E. (2005). *Toxicidade em processos anaeróbios*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. (notas de aula).
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; Van HAANDEL; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. (1999). Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (coord). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES. Cap 2.
- GOMES, M.R. & CHERNICHARO, C.A.L. (2005) Experiência operacional e análise de desempenho do sistema de tratamento de esgotos de Bonito – MS. In: *23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L.; CHERNICHARO, C.A.L. (1998). Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. *Water Science and Technology*. v.38, n. 8-9, pp.189-195.
- HIRATA, Y. S. (2002). Gráficos de controle para laboratórios de ensaios. *Biológico*. São Paulo, v. 64, n. 2, pp.183-185, jul./dez.
- JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DORIGGER, G.T. (1993). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems*. Lewis Publishers, 3ª ed. 272p.
- JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (2005) *Tratamento de esgotos domésticos*. 4ª ed. Rio de Janeiro: SEGRAC. 935 p.

- KELLNER, E. (2003). *Projeto Básico para Ampliação e Reforma da ETE de Água Vermelha*. Projeto. 105 p.
- LEITÃO, R.C.; LOPES, A.C.; van HAANDEL; A.C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Expansibilidade da manta de lodo de reatores UASB. In: *Anais do 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- MacLEOD, F.A.; GUIOT, S.R.; COSTERTON, J.W. (1990). Layered structure of bacterial aggregates produced in upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Applied and Environmental Microbiology*, v.56, n.6, pp.1598-1607.
- MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. (2003). Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*, v. 90, pp. 1-9.
- METCALF & EDDY. Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 4ª ed. New York: McGraw - Hill Book. 1815 p.
- MORAES, E.M., ADORNO, M.A.T., ZAIAT, M. (2000). Determinação de Ácidos Voláteis por Cromatografia Gasosa em Efluentes de Reatores Anaeróbios Tratando Resíduos Líquidos e Sólidos. *Anais da VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia*. Vol. II. pp. 235-238. Recife, PE: Editora Universitária da UFPE.
- NATION, J. L. (1983) A new method using hexamethyldisilazane for preparation of soft tissues for scanning electron microscopy. *Stain Technology*. Vol. 58. pp. 347-351.
- OLIVA, L.C.H.V. (1997). *Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo: desempenho e respostas às sobrecargas*

hidráulicas. Tese (Doutorado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 218p. + anexos.

OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. (2005). Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: Análise de desempenho. *Engenharia Sanitária e Ambiental* (ABES). Vol. 10. n. 2, abr-jun, pp. 152-161.

PAULA JUNIOR, D.R.P.; MORAES, L.M.; CHERNICHARO, C.A.L.; PONTES, P.P.; CASSINI, S.T.; GONÇALVES, R.F.; FILHO, P.B.; SOARES, H.M. (2003). Estabilização anaeróbia de lodos. In: CASSINI, S.T. (coord.). *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. Rio de Janeiro: ABES, RIMA. Cap. 3.

PENNA, J. A. (1994). *Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica*. Tese (Doutorado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 227p + anexos.

PONTES, P.P. & CHERNICHARO, C.A.L. (2005) Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa em um reator UASB em escala de demonstração utilizado para tratamento de esgoto sanitário. In: *Anais do 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.

PONTES, P.P. CHERNICHARO, C.A.L., MIRANDA, J.B.A., OLIVEIRA, R.M. (2004) Biomass characterization in UASB reactors used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge produced in trickling filters. In: *WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION*, 10, 2004, Montreal: I.W.A. Vol. 2. pp. 845-850.

PORTO, R. M. (2004). *Hidráulica Básica*. 3ª ed. São Carlos: EESC-USP. 540 p.

- RENNÓ, C.R.A. & d'ÁVILA, L.R.C. (2005). Estudo hidráulico de reator anaeróbio de manta de lodo – o caso da ETE Santana em Varginha – MG. In: *23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- RISSOLI, C.A.; BERNARDES, R.S. (2005) Estudo de parâmetros cinéticos do reator UASB tratando esgoto doméstico e avaliação biodegradabilidade de seu efluente. In: *23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- SAKAMOTO, I. K.; SARTI, A.; PASSIG, F. H.; FORESTI, E.; CAMPOS, J. R.; ZAIAT, M.; VARESCHE, M. B. (2005). Avaliação da comunidade microbiana do domínio *Bacteria* e *Archaea* em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. In: *Anais do IV SEMINÁRIO DO PROJETO TEMÁTICO, DESENVOLVIMENTO, ANÁLISE, APRIMORAMENTO E OTIMIZAÇÃO DE REATORES ANAERÓBIOS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS*. São Carlos: EESC/USP. pp. 336-345.
- SANEVIX ENGENHARIA LTDA. (2003). *Manual de operação de ETEs do tipo UASB + BF's*. Vitória (ES). Paginação irregular.
- SÃO PAULO (Estado) (1976). Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Dispõe sobre a classificação das águas interiores situadas no Território do Estado de São Paulo. *Diário Oficial do Estado*, S. Paulo, pp. 4-18.
- SILVA, A.L.B.; ANDRADE, M.C.F.E.; LOUZADA, A.G.; CASSINI, S.T.A.; GONÇALVES, R.F. (2005). Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. In: *23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.
- SILVA, G.M.; GONÇALVES, R.F. (2005) Desempenho de um sistema UASB + Filtro Biológico Percolador sem etapa de decantação tratando esgoto sanitário. In: *23º*

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL.
Campo Grande – MS. CD-ROM.

SINGH, K.S. & VIRARAGHAVAN, T. (2003). Impact of temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*. v. 48, n. 6, pp. 211-217.

SMITH, K. (2006). *Methanosaeta thermophila* PT. Department of Genetics and Biochemistry, Clemson University. Disponível em: < http://genome.jgi-psf.org/finished_microbes/metth/metth.home.html>. Acesso em: 14 jan. 2007.

SOUZA, J.T.; SANTOS, K.D.; COSTA, M.J.C.; COSTA, P.L.F.; MOTA, M.F. (2005) Avaliação do desempenho do reator UASB na desnitrificação de águas residuárias domésticas. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande – MS. CD-ROM.

SPEECE, R. E. (1996). Bicarbonate Alkalinity. In: _____ *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Nashville, Tenn. : Archae Press. pp. 183-219.

VALLEJOS, M. E. H. (1997). *Operação e monitoramento do desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), tratando esgotos sanitários*. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 114p.

VERONEZ, F. M. (2001). *Desempenho de um reator UASB tratando esgoto sanitário e realizando concomitantemente o adensamento e a digestão do lodo de descarte de biofiltros aerados submersos*. Dissertação (Mestrado). Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo. 118p.

VERSIANI, B.M.; JORDÃO, E.P.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; DEZOTTI, M.W.C.; AZEVEDO, J.P.S. (2005). Fatores Intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande – MS. CD-ROM.

VIEIRA, W.L.P.B; CARVALHO, E.H; CAMPOS, L.C. (2005). Desempenho do reator UASB da ETE Lages – Aparecida de Goiânia em sua fase inicial de operação. In: *23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande – MS. CD-ROM.

ANEXO A – Valores dos parâmetros físico-químicos.

Tabela A1 – Valores das concentrações de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis afluentes e efluentes (mg/L).

Data	Dia	STa	STe	STFa	STFe	STVa	STVe
15/2/2006	6	1.497	673				
21/2/2003	12	285	990	29	180	256	810
6/3/2006	33	546	732				
29/3/2006	54	470	484	183	168	288	316
10/4/2006	68	865	897	163	301	702	596
26/4/2004	82	583	1.006				
18/7/2006	162	417	443	225	75	192	368
2/8/2006	176	506	645	93	155	414	490
9/8/2006	183	324	543	109	221	215	322
15e16/08/2006	190	503	793	133	305	370	488
22/8/2006	197	564	410	274	96	290	314
4/9/2006	204	708	465	248	153	460	313
12/9/2006	211	3.274	2.933	2.573	2.411	701	522
26/9/2006	218	2.461	2.013	1.815	1.313	646	700
2/10/2006	225	916	1.260	204	375	713	885
17/10/2006	240	690	801	126	309	564	493
30/10/2006	253	869	555	186	398	682	157
6/11/2006	259	673	878	146	409	527	470
13/11/2006	266	3.645	687	3.081	211	564	470

Tabela A2 – Valores das concentrações de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis afluentes e efluentes (mg/L).

Data	Dia	SSTa	SSTe	SSFa	SSFe	SSVa	SSVe
15/2/2006	6	174	82	48	12	126	70
21/2/2003	12	86	135	12	26	74	109
6/3/2006	33	89	106		11		
29/3/2006	54	114	78	16	21	98	56
10/4/2006	68	297	144	68	47	229	98
26/4/2004	82	191	102	11	28	180	74
18/7/2006	162	112	76	6	13	106	63
2/8/2006	176	139	75	4	0	135	75
9/8/2006	183	103	61	13	3	90	59
15e16/08/2006	190	154	63	14	3	140	60
22/8/2006	197	211	57	26	0	185	57
4/9/2006	204	177	74	32	2	145	72
12/9/2006	211	252	72	151	54	101	72
26/9/2006	218	351	60	84	12	267	48
2/10/2006	225	287	68	47	4	240	64
17/10/2006	240	213	86	0	0	213	86
30/10/2006	253	372	90	57	7	314	83
6/11/2006	259	328	139	36	25	292	114
13/11/2006	266	255	92	73	16	183	76

Tabela A3 – Valores das concentrações de sólidos dissolvidos totais, sólidos dissolvidos fixos e sólidos dissolvidos voláteis afluentes e efluentes (mg/L).

Data	Dia	SDTa	SDTe	SDFa	SDFe	SDVa	SDVe
15/2/2006	6	1323	591				
21/2/2003	12	199	855	17	154	1371	603
6/3/2006	33	458	626			211	881
29/3/2006	54	356	406	166	146	372	428
10/4/2006	68	568	753	95	255	636	800
26/4/2004	82	392	904	219	62	403	932
18/7/2006	162	305	367			311	380
2/8/2006	176	368	570	89	155	371	570
9/8/2006	183	221	482	96	219	234	484
15e16/08/2006	190	349	730	119	302	363	733
22/8/2006	197	353	353	248	96	378	353
4/9/2006	204	531	391	216	151	563	393
12/9/2006	211	3022	2861	2422	2357	3173	2861
26/9/2006	218	2111	1953	1731	1301	2194	1965
2/10/2006	225	629	1192	157	371	676	1196
17/10/2006	240	477	715	126	309	477	715
30/10/2006	253	497	465	129	391	555	472
6/11/2006	259	346	739	110	384	381	764
13/11/2006	266	3390	595	3008	195	3463	611

Tabela A4 – Valores das concentrações de sólidos totais no perfil do reator (mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
21/2/2006	12		2.007	2.366	1.332	1.033	540	793
6/3/2006	33	1.500	1.697	5.642	1.324	2.852	990	2.437
22/3/2006	47	448	207	445	417	422	332	
29/3/2006	54	563	473	436	433	484	468	499
10/4/2006	68	27.640	663	689	738	798	813	898
26/4/2004	82	30.445	1.112	988	1.070	1.046	1.002	1.023
18/7/2006	162	33.708	491	465	471	489	515	460
2/8/2006	176	26.926	628	589	610	652	691	697
22/8/2006	197	18.849	501	439	432	440	500	424
4/9/2006	204	20.200	19.260	740	475	478	490	480
26/9/2006	218	41.823	19.221	18.284	11.226.25	4.758	4.209	3.628
2/10/2006	225	33.578	15.054	14.825	14.363	13.420	11.698	856
17/10/2006	240	36.696	19.665	14.764	18.436	16.934	1.261	1.047
30/10/2006	253	36.328	19.485	19.011	18.388	17.619	16.688	685
6/11/2006	259	38.558	19.070	18.551	19.213	17.720	16.581	8.281
13/11/2006	266	36.559	19.785	18.764	18.000	17.129	15.838	795

Tabela A5 – Valores das concentrações de sólidos totais fixos no perfil do reator (mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
21/2/2006	12		1250	1502	412	280		73
6/3/2006	33	1410	643	2654	422	1558		620
22/3/2006	47			142	180	163	197	
29/3/2006	54	191	197	143	156	145	139	156
10/4/2006	68	10537	210	213	163	225	223	243
26/4/2004	82	10858	542	475	696	527	488	445
18/7/2006	162	10523	106	151	155	101	140	8
2/8/2006	176	8293	340	180	160	173	366	263
22/8/2006	197	4942	173	159	160	176	224	184
4/9/2006	204	5227	5272	320	47	145	122	86
26/9/2006	218	14140	7276	7178	4375	3595	3151	2753
2/10/2006	225	10019	4338	4423	4303	3918	3456	162
17/10/2006	240	12182	6220	4819	6034	5536	99	582
30/10/2006	253	12123	6471	6250	5944	5920	5610	395
6/11/2006	259	13335	6449	6213	6415	6049	5683	2801
13/11/2006	266	12633	7026	6573	6484	5941	5380	363

Tabela A6 – Valores das concentrações de sólidos totais voláteis no perfil do reator(mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
21/2/2006	12		757	864	920	753		720
6/3/2006	33	90	1.053	2.988	902	1.295		1.816
22/3/2006	47			303	237	258	135	
29/3/2006	54	371	276	294	276	339	329	343
10/4/2006	68	17.103	453	476	575	573	590	655
26/4/2004	82	19.587	570	513	374	520	513	578
18/7/2006	162	23.185	386	314	316	388	375	452
2/8/2006	176	18.633	287	409	450	480	326	435
22/8/2006	197	13.907	329	280	272	264	276	240
4/9/2006	204	14.973	13.988	420	428	333	367	394
26/9/2006	218	27.683	11.945	11.106	6.851	1.163	1.058	875
2/10/2006	225	23.559	10.716	10.403	10.060	9.503	8.241	694
17/10/2006	240	24.514	13.445	9.945	12.403	11.398	1.163	465
30/10/2006	253	24.205	13.014	12.761	12.445	11.699	11.078	290
6/11/2006	259	25.223	12.621	12.339	12.798	11.671	10.899	5.480
13/11/2006	266	23.926	12.759	12.191	11.516	11.188	10.458	431

Tabela A7 – Valores das concentrações de sólidos suspensos totais no perfil do reator (mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
21/2/2006	12	202	752	1.520	76	308	86	140
6/3/2006	33	116	628	2.372	336	1.660	792	1.364
22/3/2006	47	180	164	124	112	128	84	44
29/3/2006	54	207	103	88	70	70	84	38
10/4/2006	68	27.482	104	52	104	76	44	72
26/4/2004	82	28.881	194	140	178	180	120	116
18/7/2006	162	29.003	144	136	138	148	152	108
2/8/2006	176	30.654	100	97	60	77	90	93
22/8/2006	197	17.468	140	80	76	64	104	84
4/9/2006	204	16.495	20.401	514	76	70	86	78
26/9/2006	218	38.310	15.873	13.448	14.855	565	102	86
2/10/2006	225	31.855	14.402	13.935	13.480	12.375	4.210	235
17/10/2006	240	35.795	20.610	19.018	17.748	14.890	483	213
30/10/2006	253	35.733	17.788	16.960	17.715	17.322	6.942	180
6/11/2006	259	38.283	18.008	18.038	17.595	16.390	14.620	7.680
13/11/2006	266	31.749	18.935	17.585	16.778	17.393	15.563	490

Tabela A8 – Valores das concentrações de sólidos suspensos fixos no perfil do reator(mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
21/2/2003	12	130	588	1.312	14	260	40	64
6/3/2006	33	104	368	1.340	140	936	424	784
22/3/2006	47	63	32	16	12	48	16	4
29/3/2006	54	53	10	18				
10/4/2006	68	10.687	16		28	8	12	4
26/4/2004	82	10.858	56	38	46	52	32	40
18/7/2006	162	9.010	32	30	22	36	40	20
2/8/2006	176	7.844	10	7	3	0		
22/8/2006	197	4.397	16	12	4	16	8	12
4/9/2006	204	3.247	5.355	105	6	4	16	14
26/9/2006	218	11.703	4.560	3.375	4.548	187	28	8
2/10/2006	225	9.315	4.350	4.105	4.012	3.375	1.170	40
17/10/2006	240	12.067	7.050	6.348	5.510	4.172	156	50
30/10/2006	253	12.153	5.698	5.725	5.878	5.718	2.114	70
6/11/2006	259	13.330	6.043	6.123	5.720	5.380	4.780	2.500
13/11/2006	266	12.653	6.825	6.548	6.235	6.493	5.525	390

Tabela A9 – Valores das concentrações de sólidos suspensos voláteis no perfil do reator (mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
21/2/2003	12	72	164	208	62	48	46	76
6/3/2006	33	12	260	1.032	196	724	368	580
22/3/2006	47	118	132	108	100	80	68	40
29/3/2006	54	153	93	70				
10/4/2006	68	16.795	88		76	68	32	68
26/4/2004	82	18.024	138	102	132	128	88	76
18/7/2006	162	19.992	112	106	116	112	112	88
2/8/2006	176	22.810	90	90	57	77		
22/8/2006	197	13.070	124	68	72	48	96	72
4/9/2006	204	13.248	15.046	409	70	66	70	64
26/9/2006	218	26.608	11.313	10.103	10.308	378	74	78
2/10/2006	225	22.570	10.052	9.830	9.468	9.000	3.040	195
17/10/206	240	23.728	13.560	12.670	12.237	10.717	328	163
30/10/2006	253	23.580	12.090	11.235	11.297	11.605	4.829	110
6/11/2006	259	24.953	11.965	11.915	11.875	11.010	9.840	5.180
13/11/2006	266	19.096	12.110	11.038	10.543	10.900	10.038	100

Tabela A10 – Valores das concentrações de sólidos sedimentáveis no perfil do reator (mg/L).

Data	Dia	0,25 m	0,85 m	1,45 m	2,05 m	2,65 m	3,25 m	3,85 m
22/3/2006	47	0,8	1	0,8	1	0,2	0,2	0
10/4/2006	68	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
2/8/2006	176	850	0	0	0	0,2	0	0,2
22/8/2006	197	830	0,06	0,02	0,01	0	0,01	0,05
4/9/2006	204	920	960	10	0,2	0	0	0
26/9/2006	218	998	800	640	715	13	0,1	0,9
2/10/2006	225	1000	900	650	650	650	800	2
17/10/206	240	950	850	780	790	720	10	2
30/10/2006	253	950	850	800	800	760	340	2,4
6/11/2006	259	1000	800	800	780	720	330	150
13/11/2006	266	1000	840	800	710	650	600	2

Tabela A11 – Valores das concentrações de pH e alcalinidades parciais e totais afluentes e efluentes (mgCaCO₃/L).

Data	Dia	pH _a	pH _e	Alc.Parc.a	Alc.Tot.a	Alc.Parc.e	Alc.Tot.e
15/2/2006	6	7,8	7,8		298		250
21/2/2003	12	8,1	8,7		138		388
27/2/2006	19	7,3	7,3	180	243	180	250
6/3/2006	33	7,3	7,0	190	230	168	242
14/3/2006	40	7,0	7,1	140	212	142	286
22/3/2006	47	7,0	6,7	34	95	55	123
29/3/2006	54	7,4	6,3	185	237		221
5/4/2006	61	7,3	7,3	196	245	203	282
10/4/2006	68	7,1	7,2	235	343	228	324
19/4/2006	75	7,3	7,1	165	243	194	277
26/4/2004	82	7,3	7,3	177	273	252	364
18/7/2006	162	7,2	6,9	155	240	195	282
26/7/2006	169	7,0	7,0	158	252	160	279
2/8/2006	176	6,8	7,1	123	175	192	283
9/8/2006	183	7,2	7,1	155	198	169	283
15e16/08/2006	190	7,0	7,9	170	210	189	298
22/8/2006	197	7,2	7,1	204	313	179	272
4/9/2006	204	6,7	6,4	141	250	105	242
12/9/2006	211	7,4	7,4	309	471	287	476
26/9/2006	218	7,5	7,1	309	415	307	448
2/10/2006	225	6,9	6,8	141	210	192	309
17/10/2006	240	7,1	7,1	155	249	149	391
30/10/2006	253	7,1	6,8	154	261	206	340
6/11/2006	259	7,1	7,2	155	274	295	447
13/11/2006	266	7,6	7,1	363	520	290	449

Tabela A12 – Valores das concentrações de DQO e DBO brutas e filtradas afluentes e efluentes (mg/L).

Data	Dia	DQOba	DQObe	DQOfa	DQOfe	DBOba	DBObe	DBOfa	DBOfe
15/2/2006	6	429	314			155	64		
21/2/2003	12	206	376			75	91		
27/2/2006	19	591	562						
6/3/2006	33	348	502			115	83		
14/3/2006	40	403	355			402	299		
22/3/2006	47	204	257						
29/3/2006	54	289	209			262	304		
10/4/2006	68	657	501	237	255				
19/4/2006	75	448	512	222	214	489	461		
26/4/2004	82	543	415	229	287	499	232		
18/7/2006	162	412	327	254	200				
26/7/2006	169	437	549	281	351	344	388	260	331
2/8/2006	176	350	359	130	227	141	293	162	209
9/8/2006	183	315	444	133	311				
15e16/08/2006	190	436	392	183	298	237	350	237	275
22/8/2006	197	747	431	397	317	336	271	125	84
4/9/2006	204	507	433	208	293	380	320		
12/9/2006	211	818	464	381	406	472	283	237	133
26/9/2006	218	917	495	357	404	470	423		
2/10/2006	225	668	385	212	244				
17/10/2006	240	585	372	224	222			277	178
30/10/2006	253	822	389	260	195				
6/11/2006	259	637	438	152	157				
13/11/2006	266	745	290	370	181	520	360	248	218

Tabela A13 – Valores das concentrações de ácidos voláteis afluentes (mg/L).

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
14/3/2006	40	26	2	0	0	0	0	0
29/3/2006	54	14	1	0	0	0	0	0
18/7/2006	162	64	14	1	0	2	1	8
26/7/2006	169	37	17	1	3	2	1	0
2/8/2006	176	13	3	1	1	2	0	0
9/8/2006	183	4	0	0	0	1	0	0
15e16/08/2006	190	12	2	1	0	2	0	0
22/8/2006	197	37	10	2	2	3	1	0
4/9/2006	204	10	0	0	0	2	0	0
12/9/2006	211	45	11	1	3	3	1	0
26/9/2006	218	26	4	1	1	2	3	0
2/10/2006	225	19	10	2	1	3	0	0
17/10/2006	240	7	1	1		1	0	0
30/10/2006	253	13	0	0	0	0	2	0
6/11/2006	259	24	2	1	0	2	0	0

Tabela A14 – Valores das concentrações de ácidos voláteis efluentes (mg/L).

Data	Dia	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico	Capróico
15/2/2006	6	0	0	0	0	0	0	0
21/2/2006	12	0	0	0	0	2	0	0
6/3/2006	26	35	0	0	0	0	0	0
14/3/2006	33	32	0	0	0	2	0	0
29/3/2006	47	37	8	2	2	4	0	0
13/7/2006	82	39	5	2	1	3	0	0
18/7/2006	162	62	4	2	0	2	0	0
26/7/2006	169	61	18	2	5	4	2	0
2/8/2006	176	34	1	2	0	4	0	0
9/8/2006	183	57	9	3	4	5	1	1
15e16/08/2006	190	105	3	3	2	5	0	0
22/8/2006	197	77	8	4	2	5	0	0
4/9/2006	204	57	7	4	4	8	1	2
12/9/2006	211	44	11	1	3	3	1	0
26/9/2006	218	26	4	1	1	2	0	0
2/10/2006	225	19	10	2	1	3	0	0
17/10/2006	240	8	1	1	0	1	0	0
30/10/2006	253	7	4	1	0	1	0	0
6/11/2006	259	13	0	0	0	0	0	0

Tabela A15 – Valores das concentrações da série do nitrogênio afluentes e efluentes (mg/L).

Data	Dia	NTKa	NTKe	N-NH _{3a}	N-NH _{3e}	Norg a	Norg e	NO ₂ ⁻ a	NO ₂ ⁻ e	NO ₃ ⁻ _{2a}	NO ₃ ⁻ _{2e}
15/2/2006	6			91	35						
21/2/2003	12			21	48						
27/2/2006	19			80	66						
14/3/2006	40	63	65	39	38	23	26				
22/3/2006	47	26	31	14	24	12	7				
10/4/2006	68	85	55	68	52	18	3				
19/4/2006	75			46	48			0,0029	0,0061	2	2
26/4/2004	82	55	58	54	48	1	10	0,0096	0,0101	2	5
26/7/2006	169	76	76	60	56	17	20	0,0042	0,0057	1	1
2/8/2006	176	45	53	28	45	17	8	0,0032	0,0114	8	2
9/8/2006	183	47	60	37	54	10	7	0,0036	0,0051	2	3
15e16/08/2006	190	54	53	44	50	11	2	0,0047	0,0033	2	4
22/8/2006	197	92	62	72	53	20	9	0,0085	0,0081	3	3
4/9/2006	204	60	61	44	53	16	8	0,0024	0,0022	1	2
12/9/2006	211	100	83	73	64	27	19	0,0029	0,0037	5	7
26/9/2006	218	81	70	55	44	26	27	0,0036	0,0032	8	8
2/10/2006	225	59	59	45	51	15	8	0,0054	0,0047	2	3
17/10/2006	240	73	60	45	53	28	7	0,0033	0,006	2	5
30/10/2006	253	78	65	45	53	33	12	0,0076	0,0058	2	3
6/11/2006	259	73	67	48	49	26	18	0,0079	0,0165	2	5
13/11/2006	266	119	89	69	68	50	22	0,0047	0,0041	8	4

Tabela A16 – Valores das concentrações fósforo total e carbono orgânico total filtrado afluentes e efluentes (mg/L).

Data	Dia	Ptotal a	Ptotal e	COTf a	COTf e
15/2/2006	6	2	2		
21/2/2003	12	1	2		
14/3/2006	40	5	6		
22/3/2006	47	2	2		
19/4/2006	75	3	3		
26/4/2004	82	3	3		
26/7/2006	169	2	2	75	96
2/8/2006	176	2	2	25	56
9/8/2006	183	2	2	33	97
15e16/08/2006	190	2	2	47	85
22/8/2006	197	2	2	83	77
4/9/2006	204	3	3	30	73
12/9/2006	211	2	2	68	130
26/9/2006	218	2	2	95	115
2/10/2006	225	2	2	54	58
17/10/2006	240	2	2	48	43
30/10/2006	253	2	2	46	24
6/11/2006	259	2	2	45	38
13/11/2006	266			104	22

ANEXO B – Análise estatística da demanda química de oxigênio (DQO)

Tabela B1 – Comparação entre 2ª e 3ª feira, usando as coletas do dia todo (**Afluentes**).

nº de amostras	2ª	3ª	(2ª)²	(3ª)²
1	367	428	134.689	182.927
2	398	489	158.404	239.121
3	639	623	408.321	388.378
4	408	608	166.382	370.272
5	757	830	572.443	688.900
6	550	746	302.940	556.217
7	747	822	558.009	675.684
8	1025	579	1.050.625	334.662
9	831	706	690.561	498.436
10	350	973	122.500	946.729
11	667	795	444.889	632.025
12	824	694	678.976	481.913
13	357	418	127.449	174.389
14	989	366	978.121	133.809
15	1079		1.164.241	
Σ	9987,9	9076,3	7.558.551	6.303.465,71
média	665,86	648,31		
DP		179,58	DP	254,67
variância		32.248,89	variância	64.857,72
(Σ ₁ X)²		82.379.221,69	(Σ ₂ X)²	99.758.146,41
Q1		419.235,59	Q2	908.008,04
F		2,01		
L		14	L'	13
s2>s1		L = N2 - 1		
		L' = N1 -1		
F*14,13		2,554		

Como $F < F_{14,13}$ as variâncias são homogêneas.

$t = 0,21$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,703$

$t^* = 2,052$

$t^{**} = 2,473$

$t^{***} = 2,771$

$t^{****} = 3,69$

Portanto $t' > t$ e a diferença não é significativa.

Tabela B2 – Comparação entre 2ª e 3ª feira, usando as coletas do dia todo (**Efluente**).

nº de amostras	2ª	3ª	(2ª)²	(3ª)²
1	320	395	102.400	155.946
2	393	408	154.449	166.790
3	379	393	143.641	154.291
4	373,8	492	139.726	242.162
5	371,9	515	138.309	265.431
6	361,9	384	130.971	147.148
7	325,00	394	105.625	154.999
8	377,00	362	142.129	130.682
9	364,00	340	132.496	115.328
10	332	311	110.224	96.534
11	501	51	251.001	263.476
12	364	306	132.496	93.819
13	320		102.400	
14	310		96.100	
15	289		83.521	
Σ	5.381,60	4.812,10	1.965.489,66	1.986.611,99
média	358,77	401,01		
DP		71,93	DP	49,80
variância		5.174,53	variância	2.479,65
(Σ ₁ X)²		23.156.306,41	(Σ ₂ X)²	28.961.618,56
Q1		56.919,79	Q2	34.715,09
F		2,09		
L		11	L'	14
s1>s2		L = N1 - 1		
		L' = N2 - 1		
F*14,11		2,565		

Como $F < F_{14,11}$ as variâncias são homogêneas.

$t = 1,8$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,708$

$t^* = 2,06$

$t'^* = 2,485$

$t^{**} = 2,787$

$t^{***} = 3,726$

Portanto $t^* > t > t'$ e a diferença é significativa, ao nível de 0,1.

Tabela B3 - Comparação das médias de DQO **afluente** entre o período de 8-10 e 10-12 (dados de 2ª feira e 3ª feira agrupados).

nº de amostras	8 às 10	10 às 12	$(8 \text{ às } 10)^2$	$(10 \text{ às } 12)^2$
1	367	398	134.689	158.404
2	408	757	166.382	572.443
3	747	1025	558.009	1.050.625
4	350	667	122.500	444.889
5	357	989	127.449	978.121
6	428	489	182.927	239.121
7	609	830	370.272	688.900
8	579	706	334.662	498.436
9	694	418	481.913	174.389
Σ	4537,8	6278,2	2.478.804	4.805.329
média	504,20	697,58		
DP	154,45		DP	230,70
variância	23.855,76		variância	53.224,56
$(\Sigma_1 X)^2$	20.591.628,84		$(\Sigma_2 X)^2$	39.415.795,24
Q1	190.846,08		Q2	425.796,52
F	2,23			
L	8		L'	8
s2>s1	L = N2 - 1			
	L' = N1 - 1			
F*8,8	3,438			

Como $F < F_{8,8}$ as variâncias são homogêneas

$t = 2,08$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,746$

$t^* = 2,12$

$t^{**} = 2,583$

$t^{***} = 2,921$

$t^{***} = 4,015$

Portanto $t^* > t > t'$ e a diferença é significativa (nível $p=0,1$).

Tabela B4 – Comparação das médias de DQO **afluente** entre o período de 8-10 e 12-13 (dados de 2ª feira e 3ª feira agrupados).

nº de amostras	8 às 10	12 às 13	(8 às 10) ²	(12 às 13) ²
1	367	639	134.689	408.321
2	408	550	166.382	302.940
3	747	831	558.009	690.561
4	350	824	122.500	678.976
5	357	1079	127.449	1.164.241
6	428	623	182.927	388.378
7	609	746	370.272	556.217
8	579	973	334.662	946.729
9	694	366	481.913	133.809
Σ	4537,8	6631,2	2.478.804	5.270.174
média	504,20	736,80		
DP	154,45		DP	219,18
variância	23.855,76		variância	48.038,19
(Σ ₁ X) ²	20.591.628,84		(Σ ₂ X) ²	43.972.813,44
Q1	190.846,08		Q2	384.305,52
(s1) ²	23.855,76		(s2) ²	48.038,19
s1	154,45		s2	219,18
F	2,01			
L	8		L'	8
s2>s1	L = N2 - 1			
	L' = N1 - 1			
F*8,8	3,438			

Como $F < F_{8,8}$ as variâncias são homogêneas

$t = 2,60$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,746$

$t^* = 2,12$

$t^{**} = 2,583$

$t^{***} = 2,921$

$t^{****} = 4,015$

Portanto $t^{**} > t > t^{**}$ e a diferença é significativa (nível $p=0,02$).

Tabela B5 - Comparação das médias de DQO **afluente** entre o período de 10-12 e 12-13 (dados de 2ª feira e 3ª feira agrupados).

nº de amostras	10 às 12	12 às 13	(10 às 12) ²	(12 às 13) ²
1	398	639	158.404	408.321
2	757	550	572.443	302.940
3	1025	831	1.050.625	690.561
4	667	824	444.889	678.976
5	989	1079	978.121	1.164.241
6	489	623	239.121	388.378
7	830	746	688.900	556.217
8	706	973	498.436	946.729
9	418	366	174.389	133.809
Σ	6278,2	6631,2	4.805.329	5.270.173,68
média	697,58	736,80		
DP	230,70		DP	219,18
variância	53.224,56		variância	48.038,19
$(\Sigma_1 X)^2$	39.415.795,24		$(\Sigma_2 X)^2$	43.972.813,44
Q1	425.796,52		Q2	384.305,52
F	0,90			
L	8		L'	8
s1>s2	L = N1 - 1			
	L' = N2 - 1			
F*8,8	3,438			

Como $F < F_{8,8}$ as variâncias são homogêneas

$t = 0,37$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,746$

$t^* = 2,12$

$t^{**} = 2,583$

$t^{***} = 2,921$

$t^{****} = 4,015$

Portanto $t' > t$, a diferença não é significativa.

Tabela B6 – Comparação das médias de DQO **efluente** entre o período de 8-10 e 10-12 (dados de 2ª feira e 3ª feira agrupados).

nº de amostras	8 às 10	10 às 12	$(8 \text{ às } 10)^2$	$(10 \text{ às } 12)^2$
1	320	393	102.400	154.449
2	374	372	139.726	138.309
3	325	377	105.625	142.129
4	332	501	110.224	251.001
5	320	310	102.400	96.100
6	395	408	155.946	166.790
7	492	515	242.162	265.431
8	311	306	96.534	93.819
9	394	362	154.999	130.682
Σ	3262,2	3544,3	1.210.018,04	1.438.712,15
média	362,47	393,81		
DP	58,71		DP	73,25
variância	3.447,41		variância	5.365,93
$(\Sigma_1 X)^2$	10.641.948,84		$(\Sigma_2 X)^2$	12.562.062,49
Q1	27.579,28		Q2	42.927,43
F	1,56			
L	8		L'	8
$s_2 > s_1$	L = N2 - 1			
	L' = N1 - 1			
F*8,8	3,438			

Como $F < F_{8,8}$ as variâncias são homogêneas

$t = 1,00$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,746$

$t^* = 2,12$

$t^{**} = 2,583$

$t^{***} = 2,921$

$t^{****} = 4,015$

Portanto $t' > t$ e a diferença não é significativa

Tabela B7 – Comparação das médias de DQO **efluente** entre o período de 8-10 e 12-13 (dados de 2ª feira e 3ª feira agrupados).

nº de amostras	8 às 10	12 às 13	(8 às 10) ²	(12 às 13) ²
1	320	379	102400	143641
2	374	362	139726	130971
3	325	364	105625	132496
4	332	364	110224	132496
5	320	289	102400	83521
6	395	393	155946	154291
7	492	384	242162	147148
8	311	513	96534	263476
9	394	340	154999	115328
Σ	3262,2	3387,2	1210018	1303371
média	362,4667	376,3556		
DP	58,71465		DP	59,770313
variância	3447,41		variância	3572,4903
$(\Sigma 1X)^2$	10641949		$(\Sigma 2X)^2$	11473124
Q1	27579,28		Q2	28579,922
F	1,036282			
L	8		L'	8
s2>s1	L = N2 - 1			
	L' = N1 - 1			
F*8,8	3,438			

Como $F < F_{8,8}$ as variâncias são homogêneas

$$t = 0,497$$

Valores de t no intervalo:

$$t' = 1,746$$

$$t^* = 2,12$$

$$t^{**} = 2,583$$

$$t^{***} = 2,921$$

$$t^{****} = 4,015$$

Portanto $t' > t$ e a diferença não é significativa.

Tabela B8 – Comparação das médias de DQO **efluente** entre o período de 10-12 e 12-13 (dados de 2ª feira e 3ª feira agrupados).

nº de amostras	10 às 12	12 às 13	(10 às 12) ²	(12 às 13) ²
1	393	379	154449	143641
2	372	362	138309	130971
3	377	364	142129	132496
4	501	364	251001	132496
5	310	289	96100	83521
6	408	393	166790	154291
7	515	384	265431	147148
8	306	513	93819	263476
9	362	340	130682	115328
Σ	3544,3	3387,2	1438712,15	1303371,46
média	393,8111111	376,3556		
DP	73,25249901		DP	59,77031268
variância	5365,928611		variância	3572,490278
(Σ1X) ²	12562062,49		(Σ2X) ²	11473123,84
Q1	42927,42889		Q2	28579,92222
F	0,665772979			
L	8		L'	8
s1>s2	L = N1 - 1			
	L' = N2 -1			
F*8,8	3,438			

Como $F < F_{8,8}$ as variâncias são homogêneas

$t = 0,55$

Valores de t no intervalo:

$t' = 1,746$

$t^* = 2,12$

$t'^* = 2,583$

$t^{**} = 2,921$

$t^{***} = 4,015$

Portanto $t' > t$ e a diferença não é significativa.

ANEXO C – Teste de Atividade Metanogênica Específica.

Tabela C1 – Teste de atividade metanogênica do inóculo utilizando esgoto como substrato.

Tempo (dias)	Área (mmol)	molCH ₄	LCH ₄	gDQOcons	gDQOcons/gSSV	ACUMgDQOcons/gSSV
0,00	559	-0,00107	-0,0239			
0,03	1755	-0,0009	-0,02026			
0,05	3433	-0,00068	-0,01515			
0,06	4085	-0,00059	-0,01316			
0,08	6099	-0,00031	-0,00703			
0,09	7551	-0,00012	-0,00261		0	
0,12	10256	0,000251	0,005628	0,0133363	0,002883519	0,002883519
0,14	12543	0,000562	0,012592	0,029839	0,006451682	0,009335201
0,18	14775	0,000866	0,019389	0,0459449	0,009934034	0,019269235
0,20	20899	0,001698	0,038037	0,0901351	0,019488661	0,038757897
0,26	23765	0,002088	0,046764	0,1108158	0,023960176	0,062718073
0,30	34121	0,003496	0,078299	0,1855436	0,040117543	0,102835616
0,34	29227	0,00283	0,063397	0,150229	0,032481955	0,135317571
0,36	30093	0,002948	0,066034	0,156478	0,033833082	0,169150653

Tabela C2 – Teste de atividade metanogênica do inóculo utilizando acetato como substrato.

Tempo (dias)	Área (mmol)	molCH ₄	LCH ₄	gDQOcons	gDQOcons/gSSV	ACUMgDQOcons/gSSV
0,00	917	-0,00102	-0,02281			
0,03	6115	-0,00031	-0,00698			
0,05	10599	0,000298	0,006672	0,0158113	0,001699229	0,001699229
0,06	12566	0,000565	0,012662	0,030005	0,00322461	0,004923839
0,08	20972	0,001708	0,038259	0,0906618	0,009743344	0,014667183
0,09	27458	0,00259	0,05801	0,1374641	0,014773146	0,029440329
0,12	38625	0,004108	0,092015	0,218044	0,023432996	0,052873325
0,14	47889	0,005367	0,120224	0,2848921	0,030617098	0,083490423
0,17	54419	0,006255	0,140109	0,3320119	0,035681021	0,119171444
0,21	67634	0,008051	0,18035	0,42737	0,045929066	0,16510051
0,26	92069	0,011373	0,254757	0,6036904	0,064878064	0,229978574
0,30	134477	0,017138	0,383894	0,9097021	0,097764869	0,327743443
0,34	117394	0,014816	0,331875	0,786433	0,084517244	0,412260687
0,37	122948	0,015571	0,348787	0,82651	0,088824293	0,50108498

Tabela C3 – Teste de atividade metanogênica do leite de lodo, utilizando esgoto como substrato.

Tempo (dias)	Área (mmol)	molCH ₄	LCH ₄	gDQOcons	gDQOcons/gSSV	ACUMgDQOcons/gSSV
0,00	0	-0,00057	-0,0128			
0,04	3205	-0,00071	-0,01584			
0,08	0	-0,00114	-0,0256			
0,15	2553	-0,0008	-0,01783			
0,21	6150	-0,00031	-0,00688			
0,27	9259	0,000116	0,002592	0,00614203	0,000699787	0,000699787
0,29	12742	0,000589	0,013198	0,03127499	0,00356329	0,004263076
0,48	29945	0,002928	0,065583	0,15541005	0,017706512	0,021969588
0,63	33778	0,003449	0,077255	0,18306858	0,020857763	0,042827351
0,67	36769	0,003855	0,086363	0,20465133	0,023316774	0,066144125
0,71	40937	0,004422	0,099055	0,23472718	0,026743441	0,092887566
0,75	48183	0,005407	0,12112	0,28701357	0,032700646	0,125588212
0,79	43634	0,004789	0,107268	0,25418846	0,028960745	0,154548957
0,88	49966	0,00565	0,126549	0,29987951	0,034166516	0,188715473
0,92	53337	0,006108	0,136814	0,3242043	0,03693794	0,225653412
1,00	63906	0,007545	0,168998	0,4004691	0,045627105	0,271280518
1,08	59055	0,006885	0,154226	0,36546479	0,041638919	0,312919436
1,17	62615	0,007369	0,165067	0,39115338	0,044565726	0,357485163
1,21	72742	0,008746	0,195905	0,46422876	0,052891507	0,41037667
1,71	45849	0,00509	0,114012	0,27017167	0,030781778	0,441158448

Tabela C4 – Teste de atividade metanogênica do leite de lodo, utilizando acetato como substrato.

Tempo (dias)	Área (mmol)	molCH ₄	LCH ₄	gDQOcons	gDQOcons/gSSV	ACUMgDQOcons/gSSV
0,00	0	-0,00057	-0,0128			
0,00	0	-0,00114	-0,0256			
0,04	918	-0,00102	-0,02281			
0,10	5868	-0,00035	-0,00773			
0,17	15131	0,000914	0,020473	0,0485138	0,003869339	0,003869339
0,23	20249	0,00161	0,036058	0,0854447	0,006814861	0,0106842
0,25	27911	0,002651	0,059389	0,1407329	0,011224511	0,021908711
0,44	63425	0,007479	0,167533	0,3969983	0,031663603	0,053572314
0,58	75903	0,009175	0,20553	0,4870382	0,038844968	0,092417282
0,63	81296	0,009909	0,221952	0,5259535	0,041948759	0,134366041
0,67	87853	0,0108	0,241919	0,5732682	0,045722457	0,180088498
0,71	92146	0,011384	0,254992	0,604246	0,048193174	0,228281671
0,75	95530	0,011844	0,265296	0,6286646	0,05014074	0,278422411
0,83	110101	0,013824	0,309667	0,7338074	0,058526673	0,336949084
0,88	118454	0,01496	0,335103	0,7940818	0,063334009	0,400283093
0,96	137161	0,017503	0,392067	0,9290696	0,074100301	0,474383394
1,04	143932	0,018423	0,412686	0,9779284	0,077997161	0,552380556
1,13	163522	0,021087	0,472339	1,1192878	0,089271639	0,641652195
1,17	159809	0,020582	0,461033	1,0924952	0,087134726	0,72878692
1,67	140073	0,017899	0,400935	0,9500823	0,075776221	0,804563142

ANEXO D – Adensamento do lodo do UASB.

Tabela D1 – Adensamento do lodo a 0,25 m, 0,85 m e 1,45 m ao longo do tempo.

Data	Dia	0,25 m			0,85 m			1,45 m		
		STV	ST	STV/ST	STV	ST	STV/ST	STV	ST	STV/ST
21/2/2006	12				757	2.007	38%	864	2.366	37%
6/3/2006	33	90	1.500	6%	1.053	1.697	62%	2.988	5.642	53%
22/3/2006	47							303	445	68%
29/3/2006	54	371	563	66%	276	473	58%	294	436	67%
10/4/2006	68	17.103	27.640	62%	453	663	68%	476	689	69%
26/4/2004	82	19.587	30.445	64%	570	1.112	51%	513	988	52%
18/7/2006	162	23.185	33.708	69%	386	491	78%	314	465	67%
2/8/2006	176	18.633	26.926	69%	287	628	46%	409	589	69%
22/8/2006	197	13.907	18.849	74%	329	501	66%	280	439	64%
4/9/2006	204	14.973	20.200	74%	13.988	19.260	73%	420	740	57%
26/9/2006	218	27.683	41.823	66%	11.945	19.221	62%	11.106	18.284	61%
2/10/2006	225	23.559	33.578	70%	10.716	15.054	71%	10.403	14.825	70%
17/10/2006	240	24.514	36.696	67%	13.445	19.665	68%	9.945	14.764	67%
30/10/2006	253	24.205	36.328	67%	13.014	19.485	67%	12.761	19.011	67%
6/11/2006	259	25.223	38.558	65%	12.621	19.070	66%	12.339	18.551	67%
13/11/2006	266	23.926	36.559	65%	12.759	19.785	64%	12.191	18.764	65%