**IMPACTO DO LANÇAMENTO DE LODO DE TANQUES/FOSSAS SÉPTICAS
EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM REATOR ANAERÓBIO
DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO (UASB)**

Eng.^a Civil Camila do Prado Gonçalves

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
2008

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

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

Gonçalves, Camila do Prado
G635i Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas
sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio
de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) / Camila do Prado
Gonçalves ; orientador Jurandyr Povinelli. -- São Carlos, 2008.

Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e
Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.

1. Lodo de tanques sépticos. 2. Caracterização de
lodo. 3. Disposição de lodo em ETES 4. Tratamento combinado. I.
Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **CAMILA DO PRADO GONÇALVES**

Dissertação defendida e julgada em 31/10/2008 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Titular **JURANDYR POVINELLI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADA

Prof. Titular **JOSE ROBERTO CAMPOS**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADA

Prof. Dr. **ROBERTO FEIJÓ DE FIGUEIREDO**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADA

Prof. Associado **MARCELO ZAIAT**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento)

Prof. Associado **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

*“Pedras no caminho? Guardo todas, um dia vou
construir um castelo...”*

Fernando Pessoa

Dedico este trabalho aos meus pais, Antonio Carlos Gonçalves e Ana Carlota do Prado Gonçalves, e à minha madrinha Ivone Aparecida do Prado, por tudo que representam para mim e, principalmente, por todo apoio, confiança e amor.

Ao Eduardo Rocha Dias Santos por todo incentivo e por cada momento ao meu lado, sempre com muita alegria, dedicação e carinho.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Jurandyr Povinelli pela orientação e, principalmente, pela oportunidade e confiança em mim depositada.

Em especial à professora Sílvia Cláudia Semensato Povinelli pela disponibilidade e atenção dedicadas, seu apoio e generosidade facilitaram a realização deste mestrado. Agradeço-a pela paciência e pelo companheirismo em cada etapa ultrapassada.

Ao professor José Roberto Campos, sempre atencioso, pelos ensinamentos e valiosas contribuições que tanto auxiliaram no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Alcino por toda ajuda prestada nos mais diversos momentos de dificuldade. Seu empenho e disposição foram fundamentais em cada etapa desse trabalho. Agradeço também aos seus amigos Edson e Maurílio, por toda ajuda também.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento: Paulo Fragiácomo, Júlio César Trofini, Juliana Gonçalves S. Custódio, Natália Gonçalves dos Santos e Maria Aparecida Peres Viúdes, com quem tive a oportunidade de conviver no laboratório, muito aprendi e muito tenho a agradecer.

Aos funcionários do SHS, Sá, Pavi, Cecília, Márcia, Valderez, Rose, Jaqueline, Flávia e Fernanda, pela ajuda prestada durante todo o mestrado.

À bióloga Eloísa do LPB pelo auxílio nos exames microbiológicos.

Ao meu irmão, Marcelo do Prado Gonçalves, que do jeito dele é o melhor irmão do mundo.

Às minhas avós Delmira (Lila) e Palmira, sei que rezaram e muito torceram pela conclusão deste trabalho. À Tia Dina, minha avó postiça, pelo carinho de sempre.

À Dalvinha e ao Zé pela amizade e dedicação não só a mim, mas também aos meus pais. Pelos conselhos e “presentes”, por toda ajuda e diversão.

Aos grandes amigos: Aline Gianotti e família, Ana Siqueira, Beatriz Baston, Cauê Ortiz, Cristiane da Silva, Guilherme Said, João Fernando Esper (Mamute), Karina Oliveira e família, Laura Kanegae, Marcelo Puga, Renato Rinaldi, Sandra Navarro, Talita Pizza e Thiago Buosi. São amigos em quem posso confiar, com quem posso sempre contar, estando perto ou longe. Obrigada por cada momento feliz, pelo ombro amigo e pela grande amizade demonstrada nessa etapa da minha vida.

Ao futsal feminino e masculino do CAASO, em especial à Aline Franchin, Erika Schützer, Filipe Salgado, Márcia Fernandez, Renê Benacci e Vinícius Anselmo, pelas superações, conquistas e comemorações, pelos churrascos para unir o grupo (fundamental), mas principalmente por toda amizade e confiança, dentro e fora de quadra.

À Marcinha, em particular, por ter me “agüentado” não um ou dois meses, mas oito meses! Sentirei falta de tudo e de todos.

Aos alunos do programa de pós-graduação, em especial ao Eduardo (Curió), Sylvia (Baiana), Andrey, Diego (DiBeatles), Patrick, Lissa, Luís (Paraíba), Fausto (Guma), Joel, Jorge (Pantoja), Felipe, Aníbal, Renata e César (Neisão), por toda convivência e amizade, pelas contribuições fundamentais, pelos churrascos e cantorias que tanto nos fizeram bem.

À Nayara Batista Borges e Gustavo Silva pela amizade e por toda a ajuda, dentro e fora do laboratório.

Ao Rafael, Orlando, Eduardo e Cauê que muito me ajudaram durante os tão cansativos perfis. A contribuição de vocês foi de fundamental importância para a realização desta pesquisa.

Ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, e demais professores por toda ajuda e pela qualidade de ensino oferecida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro e incentivo a pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão deste projeto.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE ABREVIACOES, SIGLAS E SÍMBOLOS	ix
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO DA LITERATURA	7
3.1. Generalidades sobre aplicações do tratamento anaeróbio de esgoto sanitário	7
3.2. Algumas características do esgoto sanitário	8
3.3. Processo anaeróbio	10
3.3.1. Aspectos gerais do tratamento anaeróbio	10
3.4. Reatores UASB	13
3.5. Tanques sépticos	27
3.5.1. Efluentes do tanque séptico	35
3.5.2. Efluente líquido	35
3.5.2.1. Efluente Sólido	37
3.6. Características dos lodos provenientes de tanques sépticos	38
3.6.1. Considerações iniciais	38
3.6.2. pH	40
3.6.3. Sólidos	41
3.6.4. DQO e DBO	42
3.6.5. Metais	42
3.6.6. Agentes Patogênicos	43
3.7. Disposição do lodo séptico em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE)	47
4. MATERIAL E MÉTODOS	55
4.1. Sistema experimental – generalidades	55
4.2. Características dos reatores UASB	57
4.3. Descarga do lodo séptico na ETE – operação do sistema	61
4.4. Dispositivo para coleta de amostras de lodo - calha	64
4.5. Análises e exames	67
4.5.1. Caracterização do lodo dos tanques/fossas sépticas	67
4.5.2. Monitoramento da ETE	67
4.6. Problemas encontrados na operação do sistema e soluções adotadas	69
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
5.1. Caracterização do esgoto sanitário que chega na ETE USP	75
5.2. UASB – Partida e operação	78
5.3. Caracterização do lodo séptico	87
5.4. UASB – Tratamento combinado de esgoto sanitário e lodo séptico	91
5.4.1. pH	93
5.4.2. Alcalinidade	94
5.4.3. Ácidos voláteis	95
5.4.4. DQO bruta e DQO filtrada	99
5.4.5. DBO	101
5.4.6. Sólidos	102
5.4.7. Nitrogênio total e amoniacal	103
5.4.8. Fósforo	104

5.5.	Leito de lodo dos reatores UASB	113
5.5.1.	Altura do leito do lodo	113
5.5.2.	Microbiologia do lodo do leito	116
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	119
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123
APÊNDICE : valores dos parâmetros físico-químicos		127

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Características típicas do esgoto sanitário	9
Tabela 3.2 - Caracterização do esgoto sanitário afluyente a ETE do <i>Campus I</i> da USP São Carlos	10
Tabela 3.3 - Principais critérios e parâmetros hidráulicos para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos	17
Tabela 3.4 - Eficiências típicas reportadas na literatura e eficiências efetivamente observadas nos reatores UASB	18
Tabela 3.5 – Condições operacionais do reator UASB submetido a diferentes fases	19
Tabela 3.6 - Eficiências médias de remoção de DQO, DBO e SST do reator UASB em cada fase operacional	19
Tabela 3.7 - Resultados de desempenho de reatores UASB em escala piloto tratando esgoto sanitário	22
Tabela 3.8 - Resultados de desempenho de reatores UASB em escala plena tratando esgoto sanitário	22
Tabela 3.9 - Valores médios dos parâmetros operacionais dos reatores R1, R2 e R3 nas etapas 2 e 3.....	24
Tabela 3.10 - Remoções médias (%) por coleta em porcentagem para R1, R2 e R3 – 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a etapas.....	24
Tabela 3.11 – Resultados do monitoramento do sistema tanque séptico seguido de wetland.....	32
Tabela 3.12 - Eficiência de fossas sépticas projetadas e operadas adequadamente.....	33
Tabela 3.13 - Características, classificação e comparação geral entre lodos sépticos de países tropicais	39
Tabela 3.14 - Características físico-químicas do material removido na limpeza de tanques sépticos.....	40
Tabela 3.15 - Valores de pH para lodo de decanto-digestores.	40
Tabela 3.16 - Valores de pH para lodo de decanto-digestores.	40
Tabela 3.17 – Concentração de sólidos em resíduos sépticos das cidades de Joinville-SC e Curitiba-PR	41
Tabela 3.18 - Concentração de sólidos de lodos de tanques sépticos de Florianópolis (SC)	42
Tabela 3.19 - Concentrações de metais em lodo de esgoto e lodo séptico (levantamento feito em Curitiba, 2005).....	43
Tabela 3.20 - Concentração de patógenos em lodos de tanques sépticos	44
Tabela 3.21 - Caracterização de amostras de tanques sépticos nas cidades de Natal – RN e Florianópolis - SC	45
Tabela 3.22 - Caracterização do lodo produzido em tanque séptico no município de Cabaceiras (PB)	46
Tabela 3.23 - Caracterização do lodo produzido em tanque séptico no município de Caraúbas (PB)	46
Tabela 3.24 – Concentrações médias dos parâmetros analisados no monitoramento do reator RALF antes e durante a adição de lodo séptico ao tratamento.....	49
 Tabela 4.1 - Dimensões dos reatores UASB utilizados na pesquisa.....	57
Tabela 4.2 - Posicionamento dos pontos de amostragem dos reatores	58
Tabela 4.3 - Análises de caracterização do lodo séptico	67
Tabela 4.4 - Resumo das parâmetros físico-químicos e pontos de amostragem	69

Tabela 5.1 - Caracterização do esgoto sanitário afluyente aos reatores	76
Tabela 5.2 - Eficiência de remoção de DQO nos reatores UASB	85
Tabela 5.3 - Caracterização do lodo séptico	89
Tabela 5.4 - Caracterização do lodo séptico quanto a concentração de metais	89
Tabela 5.5 - Cargas orgânicas descarregadas no reator UASB II nos ensaios com lodo séptico.	90
Tabela 5.6 – Valores médios de pH afluyente e efluente observados nos reatores UASB..	93
Tabela 5.7 - Concentrações médias da alcalinidade total (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB	94
Tabela 5.8 - Concentrações médias dos ácidos voláteis (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB	95
Tabela 5.9 - Concentrações médias de DQO (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB.....	101
Tabela 5.10 - Concentrações médias de DBO (mg.L^{-1}) afluyente e efluente para os ensaios sem lodo e com adição de 1 m^3 de lodo	102
Tabela 5.11 - Concentrações médias de DBO (mg.L^{-1}) afluyente e efluente para os ensaios com adição de 1 e 3 m^3 de lodo	102
Tabela 5.12 – Concentrações médias de sólidos totais e sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB	102
Tabela 5.13 – Concentrações médias de nitrogênio total e amoniacal (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB.....	104
Tabela 5.14 – Concentrações médias de fósforo (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB.....	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Desenho esquemático de um reator UASB	16
Figura 3.2. Eficiência de remoção de carga orgânica (DQO) em função da COV aplicada e do TDH.....	20
Figura 3.3. Concentração de sólidos totais no reator UASB conforme a velocidade ascensional.	27
Figura 3.4. Funcionamento de um tanque séptico	29
Figura 3.5. Desenho esquemático do decanto-digestor.....	34
Figura 3.6. Variação da DQO_{bruta} do esgoto bruto, do efluente do decanto-digestor e do filtro anaeróbio nas 68 semanas do experimento	34
Figura 3.7. Comportamento diário das concentrações de DQO total - média dos três perfis	36
Figura 3.8. Comportamento diário das concentrações de DQO filtrada - média dos três perfis	37
Figura 3.9. Variação da DQO bruta e dos sólidos totais afluente e efluente ao longo do tempo.....	51
Figura 4.1. Foto do sistema experimental – reatores UASB (vista lateral)	55
Figura 4.2. Foto do sistema experimental – reatores UASB (vista superior)	56
Figura 4.3. Tratamento preliminar: (a) visão geral - caixa de entrada do esgoto, peneiramento e caixa de areia; (b) medidor de vazão – calha parshall.....	56
Figura 4.4. Fluxograma simplificado do sistema experimental - ETE	57
Figura 4.5. Corte esquemático do reator UASB	58
Figura 4.6. Ponto de coleta do afluente – caixa de chegada do afluente,	59
Figura 4.7. Ponto de coleta do efluente – tubulação e caixa de saída.....	59
Figura 4.8. Pontos de coleta de amostras da manta do lodo - registros das diferentes alturas (P0 = fundo do reator, P1 = 1,4 m, P2 = 2,0 m e P3 = 2,8 m).....	60
Figura 4.9. Foto ilustrativa do reservatório de lodo.....	62
Figura 4.10. Descarga de lodo no reservatório	62
Figura 4.11. Fluxograma do tratamento integrado de esgoto sanitário e lodo séptico	63
Figura 4.12. Vista superior do dispositivo para coleta de amostras de lodo.....	65
Figura 4.13. Corte longitudinal do dispositivo para coleta de amostras de lodo.....	66
Figura 4.14. Dispositivo para coleta de amostras e medidor de vazão. (a) Vista lateral – geral; (b) peneira; (c) caixa de saída; (d) régua graduada; (e) canal e calha Parshall.....	66
Figura 4.15. Reator UASB II com material suporte e lodo	70
Figura 4.16. Régua de leitura da lâmina líquida do esgoto afluente.....	71
Figura 4.17. Lodo acumulado devido ao desnível das calhas coletoras de efluente.....	72
Figura 4.18. Situação dos reatores depois da instalação dos vertedores nas canaletas.....	72
Figura 4.19. Detalhe dos vertedores nas canaletas	73
Figura 4.20. Tratamento preliminar – separação de sólidos grosseiros: (A) grade; (B) peneira rotativa – vista lateral; (C) peneira rotativa – vista frontal	74
Figura 5.1. Caracterização do esgoto sanitário afluente aos reatores UASB (a) pH, (b) alcalinidade, (c) DQO_{bruta} , (d) $DQO_{filtrada}$, (e) sólidos totais (ST), (f) sólidos suspensos (SST), (g) nitrogênio total (NTK), (h) nitrogênio amoniacal (N-amon), (i) fósforo ($P-PO_4^{3-}$) e (j) ácidos voláteis.....	77
Figura 5.2. Variação do pH durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	81

Figura 5.3. Variação da alcalinidade total durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	82
Figura 5.4. Variação dos ácidos voláteis durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	82
Figura 5.5. Variação da DQO bruta durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	83
Figura 5.6. Variação da DQO filtrada durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	84
Figura 5.7. Variação dos sólidos totais durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	87
Figura 5.8. Variação dos sólidos suspensos totais durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB.....	87
Figura 5.9. Fotografia de lodos sépticos utilizados na pesquisa. (a) lodo descarregado - 1 ^a Campanha; (b) lodo no interior do reservatório – 3 ^a Campanha.....	89
Figura 5.10. Descarga de lodo: (a) calha medidora da vazão de lodo + reator UASB – vista superior; (b) descarga do lodo séptico; (c) entrada da mistura (lodo séptico e esgoto sanitário) no reator UASB – vertedor.....	92
Figura 5.11. Comparação entre os resultados de pH para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.....	96
Figura 5.12. Comparação entre os resultados de alcalinidade para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.....	97
Figura 5.13. Comparação entre os resultados de ácidos voláteis para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.	98
Figura 5.14. Comparação entre os resultados de DQO bruta para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.....	106
Figura 5.15. Comparação entre os resultados de DQO filtrada para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.....	107
Figura 5.16. Comparação entre os resultados sólidos totais para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.	108
Figura 5.17. Comparação entre os resultados de sólidos suspensos voláteis para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.	109
Figura 5.18. Comparação entre os resultados de nitrogênio total para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.	110
Figura 5.19. Comparação entre os resultados de nitrogênio amoniacal para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.	111
Figura 5.20. Comparação entre os resultados de fósforo para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m ³ de lodo; (3) adição de 3 m ³ de lodo; (4) adição de 5 m ³ de lodo.	112
Figura 5.21. Resultados dos perfis de amostragem ao longo da altura do ponto de coleta segundo concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos totais.....	115

Figura 5.22. Fotomicrografias de morfologias semelhantes <i>Methanosarcina</i> sp. (a) foto comum; (b) foto com fluorescência.	117
Figura 5.23. Fotomicrografias de morfologias semelhantes <i>Methanosaeta</i> sp. (a) Morfologias semelhantes a <i>Methanosaeta</i> sp. e bacilos; (b) feixe de <i>Methanosaeta</i> sp..	117
Figura 5.24. Fotomicrografias de morfologias semelhantes a bacilos e espiroquetas, entre outros.....	118
Figura 5.25. Fotomicrografias de morfologias semelhantes a bacilos. (a) bacilos coloniais; (b) aglomerado de bacilos hidrogenotróficos.	118
Figura 5.26. Fotomicrografias de morfologias semelhantes a bactérias. (a) bactérias redutoras de sulfato (BRS); (b) bactérias acidogênicas.	118

LISTA DE ABREVIACOES, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Afl.	Afluente
Ag	Prata
As	Arsênio
BAS	Biofiltro aerado submerso
BRS	Bactéria redutora de sulfato
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
Cd	Cádmio
C/N	Relação carbono nitrogênio
Co	Cobalto
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹)
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L ⁻¹)
DQO	Demanda química de oxigênio (mg.L ⁻¹)
DQO _{bruta}	Demanda química de oxigênio de amostra bruta (mg.L ⁻¹)
DQO _{filtrada}	Demanda química de oxigênio de amostra filtrada (mg.L ⁻¹)
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EESC-USP	Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo
Efl.	Efluente
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
FIPAI	Fundação para o Incremento da Pesquisa e do Aperfeiçoamento Industrial
GO	Goiás
Hg	Mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Potássio
LAB	Lodo ativado por batelada

Lf	Lodo fresco
Máx	Máximo
Méd	Médio
NBR	Normas Brasileiras
Ni	Níquel
NTK	Nitrogênio total Kjeldahal (mg.L^{-1})
N-Namon	Nitrogênio na forma de amoniacal (mg.L^{-1})
P	Fósforo
P-PO_4^{-3}	Fósforo na forma de fosfato (mg.L^{-1})
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogeniônico
P-PO_4^{-3}	Fósforo na forma de fosfato (mg.L^{-1})
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PR	Paraná
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q_{max}	Vazão máxima
Q_{med}	Vazão média
Q_{pico}	Vazão de pico
RALF	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
RN	Rio Grande do Norte
Sb	Antimônio
Se	Selênio
SHS-EESC-USP	Departamento de Hidráulica da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo
SC	Santa Catarina
SP	São Paulo
SS	Sólidos em suspensão (mg.L^{-1})
SSed	Sólidos sedimentáveis (ml.L^{-1})
SSF	Sólidos suspensos fixos (mg.L^{-1})
SST	Sólidos suspensos totais (mg.L^{-1})
SSV	Sólidos suspensos totais voláteis (mg.L^{-1})
ST	Sólidos totais (mg.L^{-1})
STF	Sólidos totais fixos (mg.L^{-1})
STV	Sólidos totais voláteis (mg.L^{-1})

TAS	Taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)
TDH	Tempo de detenção hidráulica (h)
Temp.	Temperatura
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFPR	Universidade Federal do Paraná
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
V_{asc}	Velocidade ascensional
V^{lodo}	Volume de lodo
Vol.	Volume
Zn	Zinco

RESUMO

GONÇALVES, C.P. (2008). *Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em Estação de Tratamento de Esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)*. São Carlos, 2008. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Neste trabalho avaliou-se o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) no tratamento combinado de esgoto sanitário com o lançamento de lodo proveniente de tanques sépticos. O estudo foi desenvolvido em escala plena na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do *Campus I* da Universidade de São Paulo (USP) em São Carlos-SP. Foram utilizados dois reatores UASB com 18,8 m³ cada, um reator (UASB I) com função de controle e o outro reator (UASB II) no qual foi descarregado o lodo séptico. A pesquisa foi dividida em duas etapas: a primeira compreendeu o início de operação e o monitoramento dos reatores e, da segunda fez parte os ensaios de lançamento de lodo séptico no sistema. A partida foi efetuada sem utilização de inóculo e os reatores foram operados com tempo de detenção hidráulica médio (TDH) de 8 h, vazão afluyente média de 2,35 m³.h⁻¹ e velocidade ascensional de 0,6 m.h⁻¹. Em seis meses de operação os reatores apresentaram eficiências médias de remoção de DQO nos reatores UASB I e UASB II iguais a 49% e 65%. Quanto à remoção de sólidos os reatores UASB I e UASB II atingiram remoção de 36% e 37% para ST e de 67% e 63% para SST, respectivamente. Após esse período, deu-se início ao estudo que avaliou o impacto do lançamento de lodo séptico no UASB II. Foram realizados três ensaios com diferentes volumes de lodo (1; 3 e 5 m³) descarregados na forma de pulso com vazão média de 5,24 m³.h⁻¹. Os lodos sépticos utilizados na pesquisa foram coletados por caminhões “limpa-fossa” e descarregados em um reservatório (15 m³) na ETE para posterior lançamento no reator UASB II. Foram feitas as caracterizações das amostras dos lodos sépticos (coletadas no ato da descarga em cada ensaio), com as quais pôde-se constatar a heterogeneidade da composição desse tipo de resíduo e sua viabilidade de pós-tratamento anaeróbio. Nos ensaios foram realizados monitoramentos temporais logo após a descarga de lodo para acompanhamento da resposta ao pulso de carga imposto. No geral, o reator UASB apresentou capacidade de degradar aproximadamente 2/3 da carga orgânica lançada com o lodo séptico. Os resultados são um indicativo de que a disposição de lodo sépticos em reatores UASB, quando bem programada, é uma solução viável e de grande importância para o tratamento dos resíduos provenientes de tanques/fossas sépticas.

Palavras-chave: lodo de tanques sépticos; caracterização de lodo; disposição de lodo em ETEs; tratamento combinado.

ABSTRACT

GONÇALVES, C.P. (2008). *Impact of sludge disposal of septic tanks on Wastewater Treatment Plant with Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)*. Sao Carlos, 2008. Dissertation (Master) – Sao Carlos Engineering School, University of Sao Paulo.

The performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) in the sanitary wastewater combined treatment with sludge disposal of septic tanks was evaluated in this work. The study was carried out (full scale) in the Wastewater Treatment Plant (WTP) located in *Campus I* of the University of Sao Paulo (USP), city of Sao Carlos, State of Sao Paulo, Brazil. Two UASB reactors were used; volume of each reactor $\sim 18,8 \text{ m}^3$. UASB I was the control reactor, and UASB II was the reactor in which the septic sludge was disposed. The research was divided in two steps: the first one, which has taken into account the beginning of reactors operation and, the second one, in which occurred the disposal of septic sludge in the reactors. The start-up was carried out without utilization of inoculums. Reactors were operated with an average hydraulic retention time of 8 hours, average influent flow rate of $2.35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, and upflow velocity of $0.6 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$. In six months, reactors presented average removal efficiencies of COD in UASB I and UASB II of 48% and 65%, respectively. Concerning to the solid removal, UASB I and UASB II have achieved removal of 36% and 37% for TS, and 67% and 63% for TSS, respectively. After this period of time, the evaluation of disposal impact of septic sludge was started in UASB II. Three essays with different sludge volume (1, 3, and 5 m^3) were carried out; sludge volume was disposed in a pulse way with average flow rate of $5.24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Septic sludge utilized in the research was collected by “clean septic tank” trucks, and disposed in a reservoir (volume of 15 m^3) in WTP, in order to allow further disposal in the UASB II. By the hand of characterization of septic sludge samples (collected when disposal was carried out), it was possible to verify the heterogeneity about composition of this kind of waste and its availability in terms of anaerobic post-treatment. Temporal monitoring after the sludge disposal was carried out in order to allow the accompaniment of results provided by the pulse. In general, UASB reactor presented capacity in terms of degradation of approximately 2/3 of the organic load disposed with septic sludge. The results are a good indicative that the disposal of septic sludge in UASB reactors is a viable solution, and it is very important for the treatment of wastes from septic tanks.

Keywords: septic tanks sludge; sludge characterization; sludge disposal in WTPs; combined treatment.

1. INTRODUÇÃO

O saneamento básico, em especial a coleta de esgoto sanitário, é uma importante ferramenta na preservação do meio ambiente e na avaliação das condições de saúde pública, no que se refere principalmente ao controle e redução de doenças de veiculação hídrica. No Brasil, segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) finalizada em 2002 pelo IBGE, enquanto o acesso à água tratada atinge 91,3% da população na área urbana e 22,7% na área rural, cerca de 51,6% da população urbana é atendida por coleta de esgoto e apenas 3,7% tem acesso ao mesmo serviço na área rural. Além disso, de todo esse esgoto recolhido apenas 35,3% é tratado.

Analizando ainda os números da pesquisa, pode-se constatar que 35,6% da população sem acesso as redes de coleta fazem uso de um tipo simples de esgotamento sanitário: as fossas/tanques sépticos. Trata-se de sistema de tratamento de esgotos “in situ” de pequenas comunidades, fontes isoladas, loteamentos, etc, caracterizado pela extrema simplicidade de operação. É compacto e capaz de tratar o esgoto a um grau compatível com sua simplicidade.

O tratamento de esgoto em tanques sépticos é caracterizado por não requerer custos altos, principalmente quanto à construção do sistema. No entanto, quando se fala de tanques sépticos padronizados pela NBR 7229/93, referente à construção e operação de sistemas de tanques sépticos, essa afirmação pode se tornar inválida. O custo dispensado com a construção adequada dos tanques sépticos, que inclui material e execução da obra, pode vir a ser maior que o valor per capita gasto com a construção de uma ETE (sem que se considere o custo da rede coletora) que, além disso, possui maior capacidade de produzir efluentes com melhor qualidade.

São capazes de reter os despejos por determinado tempo propiciando a sedimentação dos sólidos, o tratamento anaeróbio da fase líquida e acumular o lodo digerido. Assim, pode-se dividir os efluentes produzidos pelos tanques sépticos em líquidos e sólidos. A fase líquida possui cor escura e mau cheiro, presença de grandes quantidades de bactérias e também, às vezes, de sólidos. Merece, portanto, atenção quanto a sua disposição. Quanto à fase sólida, chamada de lodo, composta basicamente por água, material inorgânico e orgânico, fica retida no interior dos tanques e deve ser removida periodicamente para que não acarrete redução da eficiência do tratamento.

Ainda que sejam muitas as vantagens de utilização dessas unidades individuais de tratamento de esgoto, o sistema não apresenta alta eficiência quando se trata de remoção de matéria orgânica e principalmente, remoção de patogênicos. Em geral, o efluente das fossas sépticas pode requerer uma etapa de pós-tratamento para garantir a qualidade ambiental. Para tanto, existem diferentes possibilidades com capacidade de produzir efluentes compatíveis com a legislação vigente. Dentre as alternativas mais eficientes e econômicas de disposição do efluente líquido estão o lançamento em corpo d'água receptor, sumidouro, vala de infiltração, vala de filtração e filtro de areia.

Apesar das muitas pesquisas já realizadas sobre o tratamento de esgotos, muito pouco se sabe sobre o lodo séptico e sua destinação final. É grande a diversidade de alternativas de disposição que, na maior parte das vezes, é realizada de forma inadequada e descontrolada. Como exemplos têm-se o descarte no solo, disposição em ETEs, em poços de visita de redes coletoras, nos rios e em suas margens, etc. Para qualquer das alternativas de disposição e/ou tratamento complementar é importante ter em conta as características do lodo séptico e a localização dos tanques/fossas sépticas.

O tratamento integrado de lodos provenientes de tanques/fossas sépticas e esgoto sanitário em ETEs pode ser considerada uma solução importante de pós-tratamento de

resíduos sépticos quando devidamente programada e controlada. Tal procedimento poderia evitar a disposição inadequada de lodos sépticos em solos e corpos d'água entre outros, minimizando a poluição decorrente do sistema.

Dentro desse contexto, o presente trabalho buscou conhecer as características qualitativas e quantitativas, sob aspectos físico, químico e biológico do lodo de fossas sépticas em vista das disparidades e mesmo da carência de dados existentes. Essa pesquisa também visou estudar o impacto do lançamento de lodo de fossas sépticas em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). A partir da integração do lodo séptico e do esgoto sanitário, foram investigadas as alterações na porcentagem de remoção de matéria orgânica e de sólidos, principalmente.

Trata-se de uma pesquisa envolvida nos trabalhos sobre “Lodo de Fossa Séptica: Caracterização, Tecnologias de Tratamento, Gerenciamento e Destino Final”, do Convênio FINEP/FIPAI relativos ao PROSAB, EDITAL 5, TEMA VI e desenvolvida pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos-EESC-USP. Além do trabalho em questão (subprojeto 5: Impacto do Lançamento de Lodos de Tanques Sépticos em uma ETE com Reator UASB), a equipe do SHS-EESC-USP, é encarregada de também desenvolver os seguintes subprojetos:

SUBPROJETO 1: Caracterização de Lodo de Fossas e Tanques Sépticos.

SUBPROJETO 2: Tratamento Preliminar de Lodo de Tanques Sépticos precedendo Tratamento ou Disposição.

SUBPROJETO 3: Co-disposição de Lodo de Tanques Sépticos com Lixo Domiciliar em Aterros Sanitários.

SUBPROJETO 4: Co-disposição de Lodos de Tanques Sépticos com Lixo domiciliar em compostagem.

Por fim há ainda um sexto subprojeto que trata da “Proposição de Modelo de Gestão”, sendo dependente de dados a serem levantados, durante a realização dos subprojetos.

2. OBJETIVOS

- Avaliar o impacto do lançamento do lodo de tanques/fossas sépticas em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) tratando esgoto sanitário em uma Estação de Tratamento de Esgoto;
- Amostrar e caracterizar qualitativamente o lodo lançado no reator UASB;
- Verificar alterações na remoção de matéria orgânica e inorgânica no reator UASB;
- Verificar alterações no lodo produzido no reator UASB.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Generalidades sobre aplicações do tratamento anaeróbio de esgoto sanitário

O tratamento anaeróbio de esgoto sanitário tem sido usado por mais de um século. A mais antiga invenção trata-se de uma câmara vedada ao ar, denominada Fossa Automática Mouras. As fossas foram primeiro utilizadas na Europa, e mais tarde, por volta de 1883, passaram a ser usadas nos Estados Unidos, quando Edward S. Philbrick construiu uma fossa com dois compartimentos (JORDÃO & PESSÔA 2005).

O “tanque séptico” foi por fim patenteado por volta de 1895 na Inglaterra. Depois dessa unidade muitas outras câmaras foram desenvolvidas, como o tanque Travis (1903, Inglaterra), conhecido como tanque hidrolítico, e o tanque Imhoff (1905, Alemanha) de câmaras sobrepostas.

No final dos anos 60 o campo de aplicação do processo anaeróbio foi ampliado com a utilização do filtro anaeróbio ascendente no tratamento de matéria orgânica solúvel por Young e McCarty¹ (1969) *apud* Foresti et al. (1999). No início da década de 70 houve o desenvolvimento de diversas configurações de reatores anaeróbios de alta taxa para o tratamento de águas residuárias industriais, como o reator de fluxo ascendente e leito expandido e o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Foi só a partir dos anos 80 que os reatores anaeróbios começaram a ser utilizados no tratamento de esgoto sanitário como principal unidade.

A aplicação de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento de esgoto sanitário teve início na década de 1980. No Brasil, os tipos mais usados de reatores anaeróbios são: lagoas anaeróbias, decanto-digestores, filtros anaeróbios, reatores

anaeróbios de manta de lodo (UASB), reatores anaeróbios de leito expandido. Em geral, os reatores anaeróbios são precedidos de unidades de pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros e areia e, em alguns casos, seguidos de unidades de pós-tratamento para polimento, visando a remoção da matéria orgânica remanescente ou de outros constituintes do esgoto.

3.2. Algumas características do esgoto sanitário

As características do esgoto sanitário variam consideravelmente de um lugar para outro. Dependem de aspectos econômicos, sociais e comportamentais da população, tipo e número de indústrias localizadas na área de coleta, clima, consumo de água, além do tipo e condições do sistema de esgotos.

O esgoto sanitário é composto por cerca de 99,9% de água e o restante inclui os sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, além de microorganismos. Metcalf & Eddy (2003) sintetizam a composição típica do esgoto sanitário bruto, em concentração elevada, média e baixa (Tabela 3.1).

Em particular, tratando do esgoto afluente a ETE deste estudo, foram efetuados alguns levantamentos anteriores: Mendonça (1999) e Passig (2005) caracterizaram o esgoto sanitário que chega à Estação de Tratamento de Esgotos do *Campus I* da Universidade de São Paulo (USP) em São Carlos-SP. A rede coletora também recebia contribuições de laboratórios e do restaurante da universidade e do comércio e indústria de área próxima ao *Campus*.

¹ YOUNG, J.C.; McCARTY, P. L. (1969). The anaerobic filter for waste treatment. Journal Water Pollution Control Federation, 41. R160 – R165.

Os resultados foram obtidos em campanhas de amostragem de perfis temporais que os autores realizaram durante a operação de seus reatores anaeróbios na ETE. As análises são referentes ao afluente dos reatores, ou seja, após ter passado pelo tratamento primário (grade e caixa de areia). A Tabela 3.2 apresenta o resumo dos resultados dos principais parâmetros de caracterização de esgoto sanitário, obtidos pelos autores acima citados.

Tabela 3.1 - Características típicas do esgoto sanitário

CONSTITUINTE	CONCENTRAÇÃO (mg.L ⁻¹)		
	Elevada	Média	Baixa
Sólidos Totais	1200	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 ⁻¹)	20	10	5
DBO	400	220	110
DQO	1 000	500	250
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	15	8
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Fósforo Total	15	8	4
Fósforo Orgânico	5	3	1
Fósforo Inorgânico	10	5	3
Cloretos ¹	100	50	30
Óleos e Graxas	150	100	50
Alcalinidade como CaCO ₃ ¹	200	100	50

Fonte: Metcalf & Eddy (2003)

¹Dependendo do sistema de abastecimento de água

Tabela 3.2 - Caracterização do esgoto sanitário afluyente a ETE do *Campus I* da USP São Carlos

Parâmetros	Unidades	Esgoto Bruto – Valores Médios	
		Mendonça (1999)	Passig (2005)
pH		6,5	6,9
Alcalinidade Total	(mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	111	212
DQO total	(mg.L ⁻¹)	749	566
DQO filtrada	(mg.L ⁻¹)	294	339
DBO	(mg.L ⁻¹)	-	307
DBO/DQO		-	0,54
ST	(mg.L ⁻¹)	416	557
STV	(mg.L ⁻¹)	293	350
STF	(mg.L ⁻¹)	122	207
SST	(mg.L ⁻¹)	152	121
SSV	(mg.L ⁻¹)	130	91
SSF	(mg.L ⁻¹)	23	30

Fonte: adaptado de Mendonça (1999) e Passig (2005)

3.3. Processo anaeróbio

3.3.1. Aspectos gerais do tratamento anaeróbio

O processo biológico anaeróbio resume-se, basicamente, na ação de um conjunto de diferentes tipos de microorganismos que, na ausência de oxigênio molecular, transformam compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Esses microorganismos envolvidos são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas.

A evolução do tratamento anaeróbio e, sua conseqüente maior aceitação, deve-se a duas características favoráveis: melhor desempenho dos sistemas anaeróbios modernos que promovem aumento na velocidade e na porcentagem de remoção do material orgânico, além de ser mais vantajoso quando comparado ao tratamento aeróbio, principalmente quanto ao processo de digestão.

O uso do reator anaeróbio como principal unidade de tratamento de esgotos deve-se ao fato que cerca de 60 a 75% do material orgânico pode ser removida, com baixo

gasto de energia ou adição de substâncias químicas. No entanto, existe a necessidade de pós-tratamento, como por exemplo, a combinação de reatores biológicos com diferentes configurações, para remover a parcela remanescente de matéria orgânica, produzindo um efluente final com melhor qualidade e de acordo com os padrões de lançamento e preservação do meio ambiente.

Quando comparado aos métodos aeróbios convencionais, o tratamento anaeróbio oferece benefícios como (LETTINGA, 1995):

- não consome energia, pelo contrário, é capaz de produzir metano que pode ser reutilizado;
- pode ser aplicado em qualquer lugar e em qualquer escala;
- altas taxas podem ser aplicadas quando em condições favoráveis, requisitando de espaço relativamente pequeno;
- baixa produção de lodo (que geralmente encontra-se estabilizado);
- o lodo anaeróbio pode ser preservado, sem alimentação, por vários meses sem que ocorra grave deterioração de sua atividade.

A alta sensibilidade, por parte das bactérias, a algumas condições ambientais (pH, temperatura, compostos tóxicos, sobrecargas orgânicas e hidráulicas), o longo processo de partida (se não for feito uso de inóculo adaptado) e a produção de mau odor são os aspectos negativos mais comuns ao tratamento anaeróbio.

O processo de conversão anaeróbia de matéria orgânica é um processo complexo, definido basicamente por quatro etapas sequenciais, como a seguir:

Hidrólise: consiste na conversão do material orgânico particulado que é convertido em compostos dissolvidos de peso molecular menor. Essa fase necessita de exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas, que degradam proteínas a aminoácidos, carboidratos a mono e dissacarídeos e lipídeos a ácidos graxos de cadeia

longa e glicerina. Esta etapa ocorre de forma lenta mais lenta que as demais fases, o que pode considerá-la como limitante no processo de digestão anaeróbia;

Acidogênese: os produtos solúveis gerados na fase de hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas, sendo transformados em produtos mais simples (ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia, sulfeto de hidrogênio, entre outros). Deste processo participam um grupo diversificado de bactérias, sendo a maioria anaeróbia estrita. No entanto, existe cerca de 1% de bactérias facultativas que são capazes de metabolizar o substrato por via oxidativa. Estas são de grande importância no tratamento anaeróbio devido à sua capacidade de consumir o oxigênio dissolvido (eventualmente presente no meio), que poderia ser tóxico para as bactérias anaeróbias obrigatórias;

Acetogênese: nesta fase, as bactérias acetogênicas promovem a oxidação dos produtos da acidogênese em substratos como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;

Metanogênese: nessa ultima etapa os produtos da acetogênese são degradados pelas bactérias metanogênicas acetoclásticas (que fermentam o ácido acético) e hidrogenotróficas (que reduzem o dióxido de carbono). Outros processos podem também ocorrer quando o sistema não possui oxigênio, e sim oxidantes alternativos, como nitrato e sulfato. No caso do nitrato pode ser utilizado como oxidante no processo de desnitrificação, sendo reduzido a nitrogênio molecular. Já o sulfato pode ser reduzido a sulfeto; no entanto, esse processo pode ser indesejável, pois as bactérias redutoras de sulfato (BRS) competem pelo substrato, o que leva a menor produção de metano e conseqüente maior produção de gás sulfídrico, que confere odor desagradável, é corrosivo e pode também ser tóxico à metanogênese. Porém, a redução anaeróbia de sulfato pode trazer vantagens quando se trata de reuso do efluente em processos industriais, auxiliando

também na redução do teor de materiais pesados, e em consequência, a toxicidade exercida pelos mesmos.

3.4. Reatores UASB

Os “reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo” possuem várias denominações no Brasil (RAFA, DAFA, RAFAALL, RALF, ETC.), mas consagrou-se no mundo todo pela nomenclatura original inglesa: UASB – upflow anaerobic sludge blanket. Esses reatores tiveram origem na Holanda, na década de setenta, após trabalhos desenvolvidos pelo Prof. Gatze Lettinga e sua equipe, na Universidade de Wageningen.

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.

No início a tecnologia era aplicada apenas para esgoto com alta concentração de DQO e DBO (como o industrial). Apenas a partir da metade dos anos 90 é que esgotos com baixa concentração de matéria orgânica puderam ter essa tecnologia aplicada com êxito (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

Hoje, reatores UASB são amplamente utilizados no tratamento de vários tipos de águas residuárias. Seu sucesso se deve a formação e estabilização de uma biomassa com elevada atividade no fundo do reator.

Não possuem material de enchimento que sirva de suporte para essa biomassa; a imobilização ocorre pela adesão e agregação de microrganismos, formando flocos dispersos ou grânulos densos (1 a 5 mm) de alta resistência. O desenvolvimento granular depende das características do afluente, da natureza do inóculo e das condições operacionais (pH, temperatura, alcalinidade, etc).

Muito mais se sabe hoje sobre as condições anaeróbias de crescimento dos microrganismos, porém a fase de partida ainda é delicada. Trata-se de um período transiente, caracterizado por instabilidades operacionais. Esse processo pode ser obtido por três diferentes formas: (1) com utilização de inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado – forma rápida e satisfatória, sem período de adaptação; (2) com utilização de inóculo não adaptado ao esgoto a ser tratado – passa por um período de adaptação, com fase de seleção microbiana; (3) sem utilização de inóculo – é a forma mais desfavorável, pois a inoculação ocorre com microrganismos existentes no esgoto a ser tratado, sendo necessária a retenção e seleção dos mesmos.

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 de inóculo em quantidade inferior a 4 % do volume do reator se pode alcançar período de partida de 2 a 3 semanas.

Oliva (1997) iniciou a operação de um reator UASB de 18 m³, com vazão média de 1,1 m³.h⁻¹, TDH de 16 horas e sem qualquer inóculo. A partida do reator teve tempo de duração de cinco meses. A autora esperava que a partida fosse mais rápida e, atribuiu à variação qualitativa do efluente essa lentidão. No trabalho, considerou-se finalizada a partida quando o efluente passou a apresentar características constantes, uma vez que é difícil não ocorrer variação da massa de lodo.

Vieira, Carvalho e Campos (2005) avaliaram o desempenho do reator UASB da ETE Lages de Aparecida de Goiânia-GO durante sua fase inicial de operação. A ETE estudada possui dois reatores UASB em paralelo seguidos de duas lagoas de maturação em série e recebe vazão média de projeto igual a 50 L.s⁻¹.

Cada reator tem capacidade para receber 25 L.s⁻¹ e altura de 4,5 m. O primeiro reator teve partida em abril de 2002, sem adição de inóculo e com vazão de 5,23 L.s⁻¹. Nesse estudo, foi observado que a eficiência de remoção de DBO inicialmente (8ª

semana) foi baixa, cerca de 34%, ocorrendo um declínio entre a 8ª e a 10ª semana. Depois desse período, o desempenho do reator melhorou, atingindo eficiência de 73% (17ª semana). Após isso, o reator manteve-se com remoção média de 65% até a 38ª semana quando o estudo terminou. Para a remoção de DQO, antes da 10ª semana o reator apresentou resultado negativo, sugerindo um aumento de matéria orgânica. Os autores observaram que na 29ª semana ocorreu remoção negativa mais uma vez, possivelmente decorrente do descarte de lodo de caminhões limpa-fossa (cerca de 10 caminhões por dia). Ao fim do experimento, a remoção de DQO ainda não havia atingido a estabilidade, apresentando valor médio de 65,65%. Quanto à remoção de sólidos totais e sólidos suspensos, o reator apresentou eficiência de média de 82 e 64%, respectivamente, no período investigado.

O lodo desenvolvido no fundo do reator é bastante concentrado (de 4 a 10%), com excelentes características de sedimentação. Na camada acima do leito do lodo, chamada manta de lodo, é onde o crescimento microbiano ocorre de forma mais dispersa, com menores velocidades de sedimentação. Nessa zona, a concentração varia de 1,5 a 3%. A massa de sólidos do lodo é usada tanto no controle do tempo de residência celular quanto na caracterização da atividade metanogênica do processo anaeróbio.

Segundo Heertjes & van der Meer (1978)² apud Seghezze et al. (1998), a turbulência requerida pelo sistema é conseguida de forma natural: o fluxo ascendente e a produção de biogás gerado na decomposição da matéria orgânica fornecem adequada agitação e conseqüente contato da biomassa com o substrato. Uma forma adicional de mistura pode ser conseguida com a recirculação do efluente (LETTINGA, 1995).

² Heertjes, P. M. & van der Meer, R. R. (1978). Dynamics of liquid flow in an up-flow reactor used for anaerobic treatment of wastewater. *Biotechnology and bioengineering*, v. 20, p. 1577-1594.

A parte superior do reator UASB possui um separador trifásico, que permite retorno e retenção de lodo: o gás é direcionado à saída no topo do reator com auxílio de defletores enquanto o líquido, possivelmente contendo lodo disperso, escoar através de aberturas do separador atingindo a câmara de decantação.

Nessa zona, o lodo mais denso é removido da parte líquida e retornado à câmara de digestão; já as partículas mais leves são levadas para fora do sistema junto com o esgoto tratado, que deixa o reator através de vertedores situados na parte superior do mesmo. Em resumo, sua função é manter o lodo anaeróbio dentro do reator, possibilitando que o sistema seja operado com elevados tempos de residência celular. A Figura 3.1 mostra um esquema de um reator UASB.

Figura 3.1. Desenho esquemático de um reator UASB

Com essa configuração consegue-se acomodar altas taxas volumétricas associadas a curtos tempos de detenção hidráulica. E ainda que sejam aplicadas elevadas cargas

hidráulicas é possível manter altos tempos de retenção celular e ótimo grau de estabilização do lodo, levando até a uma diminuição do volume dessas unidades.

Reatores UASB têm como critérios e parâmetros de projeto e operação a carga hidráulica volumétrica, o tempo de detenção hidráulica, a carga orgânica volumétrica, a carga biológica (carga de lodo) e a velocidade ascendente do afluente (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Segundo Versiani et al. (2005), variar o tempo de detenção hidráulica representa variar inversamente a carga volumétrica orgânica, a carga volumétrica hidráulica e a velocidade ascensional. Na Tabela 3.3 é apresentado o resumo das principais variáveis que guiam o projeto de reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico.

Tabela 3.3 - Principais critérios e parâmetros hidráulicos para o projeto de reatores UASB tratando esgotos domésticos

Critérios/parâmetro	Faixa de valores, em função da vazão		
	para Q_{med}	para Q_{max}	para Q_{pico}^*
Carga hidráulica volumétrica ($m^3.m^{-3}.d^{-1}$)	< 4,0	< 6,0	< 7
Tempo de detenção hidráulica (h)**	6 a 9	4 a 6	> 3,5 a 4
Velocidade ascendente do fluxo ($m.h^{-1}$)	0,5 a 0,7	0,9 a 1,1	< 1,5
Velocidade nas aberturas do decantador ($m.h^{-1}$)	2,0 a 2,3	< 4,0 a 4,2	< 5,5 a 6,0
Tx. de aplicação superficial no decantador ($m.h^{-1}$)	0,6 a 0,8	< 1,2	< 1,6
Tempo de detenção hidráulica no decantador (h)	1,5 a 2,0	> 1,0	> 0,6

* Picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas

** Para temperatura do esgoto na faixa da 20°C a 26°C

Fonte: Chernicharo et al. (1999)

Oliveira e von Sperling (2005) avaliaram o desempenho de 166 ETEs em operação nos estados de Minas Gerais e São Paulo. A pesquisa, realizada de 1995 a 2003, avaliou seis processos diferentes de tratamento, em termos de qualidade do efluente e eficiência obtidos. Os autores observaram grande variabilidade nas concentrações afluentes e efluentes, além de constatar que boa parte das ETEs apresentaram valores de DQO, SST e NTK no efluente acima dos valores reportados na literatura.

As 30 ETEs analisadas com reatores UASB operando isoladamente apresentaram desempenho aquém do encontrado na literatura, quando considerados os valores de DQO, nutrientes e coliformes fecais. Os reatores UASB mostraram boa eficiência de remoção de DQO, DBO e CF, porém fraco desempenho quanto à remoção de SST e nutrientes. A Tabela 3.4 apresenta as faixas de eficiência observadas pelos autores e a comparação com os valores encontrados na literatura.

Tabela 3.4 - Eficiências típicas reportadas na literatura e eficiências efetivamente observadas nos reatores UASB

Faixa	DBO (%)	DQO (%)	SST (%)	N_{total} (%)	P_{total} (%)	CF (unid. Log removida)
Literatura	60 a 75	55 a 70	65 a 80	< 60	< 35	0,5 a 1,5
ETEs monitoradas	65 a 79	44 a 77	57 a 81	- 19 a -6	- 21 a 16	0 a 1,3

Fonte: Oliveira e von Sperling (2005)

Os autores ressaltam que as condições de carga hidráulica e orgânica aplicada, o nível de operação, os aspectos hidráulicos e os fatores de projeto e de construção exercem uma grande influência no desempenho das ETEs. Esses aspectos não foram considerados no trabalho em questão, 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 vivenciada e não o potencial de cada uma das tecnologias investigadas, que podem atingir desempenhos superiores aos apresentados.

Versiani et al. (2005) avaliaram os fatores associados ao desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais, aplicado ao tratamento de esgotos tipicamente doméstico. O reator com 22 m³ de volume efetivo, instalado no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ, recebia esgoto bruto com concentrações médias de 350 mg.L⁻¹ de DQO, 153 mg.L⁻¹ de DBO e 252 mg.L⁻¹ de SST.

A unidade foi operada e monitorada por 270 dias, divididos em quatro diferentes fases, segundo a Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Condições operacionais do reator UASB submetido a diferentes fases

Parâmetros	Fases			
	I	II	III	IV
Vazão afluyente ($\text{m}^3.\text{h}^{-1}$)	2,5	3,6	4,3	7,2
Vazão afluyente ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	60,5	86,4	103,7	172,8
TDH (h)	9	7	5	3
Carga orgânica volumétrica ($\text{KgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)	1,2	1,5	1,7	3,1
Carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)	2,8	3,9	4,7	7,9
Velocidade ascensional afluyente ($\text{m}.\text{h}^{-1}$)	0,6	0,8	1,0	1,6

Fonte: Versiani et al. (2005)

A operação com TDH de 5 horas (Fase III) foi a que apresentou melhores resultados (exceto em relação à remoção de SST) com eficiências de remoção de DQO, DBO e SST iguais a 81%, 80% e 89%, respectivamente. A Tabela 3.6 apresenta as eficiências médias obtidas para cada fase de operação.

Tabela 3.6 - Eficiências médias de remoção de DQO, DBO e SST do reator UASB em cada fase operacional

Parâmetro	Eficiência (%)			
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
DQO	64	68	81	77
DBO	71	75	80	68
SST	78	82	89	90

Fonte: Versiani et al. (2005)

Os valores de eficiência média de remoção de DQO permitiram avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da carga orgânica volumétrica aplicada (COV) sobre o desempenho do reator UASB (Figura 3.2).

A figura indica que o incremento da eficiência de remoção de DQO é diretamente proporcional ao decréscimo do TDH e ao incremento da carga orgânica aplicada. A afirmação é válida até TDH de 5 horas (Fase III), já que a partir da Fase IV foi observado redução da eficiência para 77%. Na Fase IV foi aplicada carga hidráulica volumétrica de $7,9 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, valor superior ao limite máximo de $6,0 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ recomendado pela

literatura. Do mesmo modo, a velocidade ascensional de $1,6 \text{ m.h}^{-1}$ esteve superior ao limite de $1,1 \text{ m.h}^{-1}$. Segundo Versiani et al, (2005) a comprovação pode estar relacionada ao que preconiza Mahmoud (2003) ao citar a velocidade ascensional como fator interveniente do desempenho do processo. O incremento da velocidade ascensional (de $1,0 \text{ m.h}^{-1}$ para $1,6 \text{ m.h}^{-1}$) provocou piora no desempenho do reator, indicando que o aumento da força de cisalhamento possa ter promovido a desagregação dos sólidos na manta de lodo.

Figura 3.2. Eficiência de remoção de carga orgânica (DQO) em função da COV aplicada e do TDH

Fonte: Versiani et al. (2005)

Oliva (1997) operando um reator UASB de 18 m^3 , cuja partida foi dada com TDH de 16 horas e vazão média de $1,1 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, em sete meses atingiu TDH de 8 horas com eficiências de remoção de DQO de 80%, aproximadamente. Após esse período, a autora realizou 2 tipos de ensaios de respostas dinâmicas a sobrecargas hidráulicas: no primeiro, chamado de $2xQ$, foi aplicada vazão duas vezes maior que a vazão normal de operação do reator (de $2,25 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ para $4,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$) durante uma hora (das 9 às 10 h); para o segundo ensaio, chamado de $1,5xQ$, foi aplicada vazão 50% maior que a vazão normal (de $2,25 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ para $3,4 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$) em único pulso por duas horas, um no período da manhã (das 9 às

10 h) e outro durante a tarde (das 17 às 18 h). Foram realizados 8 ensaios 2xQ com coleta de amostras a cada 15 minutos durante a aplicação deste pulso e coletas a cada 30 minutos por três horas após o pulso e 5 ensaios 1,5xQ com coletas de 15 em 15 minutos durante o pulso e de meia em meia hora nas duas horas seguintes.

Na maioria dos ensaios 2xQ ocorreu um primeiro pico, de intensidade menor, nos primeiros 15 minutos, o que pode refletir um primeiro arraste de sólidos provocado pelo aumento instantâneo da vazão. A autora inferiu que aplicando pulso de vazão duas vezes maior que a vazão normal de operação, o reator responde com aumento imediato de DQO até que o pulso seja interrompido. Além disso, foi considerado que os efeitos do aumento da vazão têm duração de aproximadamente uma hora. O desempenho do reator UASB foi afetado pelo incremento de 100% na vazão. Os ensaios 1,5xQ não provocaram resposta significativa e imediata no desempenho do reator UASB: na manhã não ocorreram picos sistemáticos após a aplicação do pulso de vazão, já durante a tarde foi observado efeito pequeno e persistente.

Passig (2005) investigou o uso do reator anaeróbio híbrido (UAHB) para tratamento de esgoto sanitário, primeiramente em comparação a um reator UASB, ambos com 18,8 m³. Analisando o reator UASB em uma primeira fase de sua pesquisa, após ser inoculado, com 80 dias de operação, o reator UASB atingiu o estado de equilíbrio dinâmico aparente, com geração de alcalinidade, baixa concentração de ácidos voláteis e eficiência de remoção média de DQO, de 84% e de DBO de 87%. Após esse período, o reator foi submetido a aumento da velocidade ascensional (V_{asc}) (mediante recirculação do efluente) de 0,78 m.h⁻¹; 1,17 m.h⁻¹; 1,56 m.h⁻¹ e de 1,96 m.h⁻¹. O autor concluiu que o reator UASB atingiu seu melhor desempenho quando operado com velocidade ascensional de 1,17 m.h⁻¹, promovida por recirculação de 50% da vazão efluente. Nesse período foram obtidas eficiências de remoção de 81% em DQO, 91% em DBO e 79% em

SST. As Tabela 3.7 e 3.8 apresentam alguns resultados de trabalhos (compilados por Passig, 2005) com reatores UASB no tratamento de esgoto sanitário no Brasil em escala piloto e escala plena, respectivamente.

Tabela 3.7 - Resultados de desempenho de reatores UASB em escala piloto tratando esgoto sanitário

Vol. (L)	Temp. (°C)	TDH (h)	DQO _{af} (mg.L ⁻¹)	% Remoção		Referências
				DQO _{bruta}	SST	
400	26	5,6	546	70	83	Pontes et al. (2003)
1500	25	8	554	65	-	Cavalcanti (2003)
120	25	6	816	57	-	Leitão (2004)
501	23	6	214	65 a 70	-	Seghezzo (2004)

Nota: os reatores utilizados por Cavalcanti, 2003 e Leitão, 2004 têm configurações diferentes do UASB convencional

Fonte: Passig (2005)

Tabela 3.8 - Resultados de desempenho de reatores UASB em escala plena tratando esgoto sanitário

Vol. (m ³)	Temp. (°C)	TDH (h)	DQO _{af} (mg.L ⁻¹)	% Remoção		Referências
				DQO _{bruta}	SST	
68	23	7,0	402	74	87	Vieira (1994)
8316	25	12,0	598	55 a 75	75	Passig et al. (2000)
810	30	9,7	563	67	61	Florêncio et al. (2001)
810	30	7,0	-	60 a 80	-	Morais et al. (2004)
25	23	8,0	208	77	-	Rolo (2004)

Fonte: Passig (2005)

Embora sejam inúmeras as vantagens que os reatores UASB possuem, uma das principais limitações relaciona-se à sua capacidade em absorver grandes alterações de carga hidráulica mediante variações da vazão afluente. As variações em uma ETE dependem principalmente do tamanho da população atendida; normalmente, quanto

menor o número de contribuintes, maior a variação (LEITÃO³, 2004 apud Francisqueto, Borges e Gonçalves, 2007).

A variação da vazão provoca significativa interferência no desempenho dos reatores UASB, principalmente se o tempo de detenção hidráulica for pequeno, pois em condições normais de operação, a carga hidráulica é tida como fator limitante no sistema (VAN HAANDEL E LETTINGA⁴, 1994 apud OLIVA, 1997).

Francisqueto, Borges e Gonçalves (2007) avaliaram o desempenho de reatores UASB na remoção de matéria orgânica e de sólidos, tratando esgoto sanitário sob fortes variações de carga hidráulica. O trabalho procurou descrever o comportamento de três UASB em escala piloto (R1, R2 e R3), com volume de 47,6 L cada, operando com variações horárias de vazão de esgoto sanitário. O estudo foi dividido em três fases distintas, com duração de dois meses cada: (1) vazão de entrada média dos três reatores de 100 ml.min⁻¹, TDH médio de 8 horas; (2) TDH médio de 8 horas, vazão do R1 igual a 100 ml.min⁻¹, vazão do R2 e do R3 variando conforme hidrogramas estruturados (diferentes para os dois reatores); (3) vazão do R1 igual a 132 ml.min⁻¹, vazão do R2 e do R3 variando conforme hidrogramas estruturados (diferentes da fase 2). Os parâmetros operacionais das etapas 2 e 3 são apresentados na Tabela 3.9 e os resultados são ilustrados na Tabela 3.10.

³ LEITAO R. C. (2004). Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions. Thesis Wageningen University.

⁴ VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. (1994). Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Manual para Regiões de Clima Quente. Epgraf, Campina Grande, 210p.

Tabela 3.9 - Valores médios dos parâmetros operacionais dos reatores R1, R2 e R3 nas etapas 2 e 3

Etapa	Parâmetro	UASB R1	UASB R2	UASB R3
2	Taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	18,3	20,9	25,1
	Velocidade ascensional ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)	0,76	0,9	1,0
3	Taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	24,2	44,6	48,0
	Velocidade ascensional ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)	1,0	1,9	2,0

Fonte: Francisqueto, Borges e Gonçalves (2007)

Tabela 3.10 - Remoções médias (%) por coleta em porcentagem para R1, R2 e R3 – 1ª, 2ª e 3ª etapas

ETAPA 1											
R1				R2				R3			
DQOt	DBO	SST	SSe	DQOt	DBO	SST	SSe	DQOt	DBO	SST	SSe
61	50	58	68	60	49	60	73	61	51	62	74
ETAPA 2											
R1				R2				R3			
DQOt	DBO	SST	SSe	DQOt	DBO	SST	SSe	DQOt	DBO	SST	SSe
150	87	64	0,15	193	92	74	0,16	202	95	77	0,20
ETAPA 3											
R1				R2				R3			
DQOt	DBO	SST	SSe	DQOt	DBO	SST	SSe	DQOt	DBO	SST	SSe
187	106	69	0,25	270	129	106	0,54	276	134	123	0,34

Fonte: Francisqueto, Borges e Gonçalves (2007)

Na 1ª etapa os três reatores apresentaram resultados semelhantes sob as mesmas condições de operação. Na 2ª etapa a qualidade do efluente de R1 manteve-se constante, se comparado a primeira etapa. Porém, houve queda na qualidade dos efluentes do R2 e R3 à medida que ocorriam os acréscimos de vazões. Para a 3ª etapa, a redução do TDH não afetou significativamente o desempenho de R1. Contudo, as variações de vazões dos hidrogramas aplicados aos reatores R2 e R3 com pico de vazão de $3,5 \times Q_{\text{méd}}$ e $4,0 \times Q_{\text{méd}}$, respectivamente, provocaram redução na remoção de matéria orgânica, além de arraste de sólidos no reator.

Os autores concluíram que para variações de até 3 vezes o valor da vazão média para TDH de 8 horas, os reatores apresentaram boa capacidade de absorção. Entretanto,

para TDH de 6 horas, as variações bruscas de vazão afetaram de forma negativa o desempenho dos reatores. Os pulsos de vazão equivalentes a $3,5 \times Q_{\text{méd}}$ e $4,0 \times Q_{\text{méd}}$ da vazão média para R2 e R3, respectivamente, resultaram no arraste de lodo do interior dos reatores e queda drástica do desempenho.

O comportamento dos reatores anaeróbios quando submetidos a variações operacionais depende de variáveis como o tipo, a magnitude, a duração e a frequência com que ocorrem as variações, além de parâmetros operacionais como o tempo de detenção hidráulica (TDH) e o tempo de retenção celular (TRC) (CARVALHO, 2007). Em ETEs é comum acontecerem alterações de um ou mais parâmetros como vazão e concentração do esgoto afluente, temperatura e pH, entre outros.

Leitão (2004) *apud* Carvalho (2007) avaliou o desempenho de 11 reatores UASB com volume de 1210 L cada, conforme a eficiência de remoção de DQO, variabilidade da qualidade do efluente, estabilidade operacional e pH. A pesquisa foi realizada em três grupos diferentes, sendo: (1) 5 reatores operados com TDH de 6 horas e alimentação com esgoto doméstico pré-peneirado com diferentes concentrações de DQO ($92 \pm 10 \text{ mg.L}^{-1}$, $195 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$, $298 \pm 19 \text{ mg.L}^{-1}$, $555 \pm 36 \text{ mg.L}^{-1}$ e $816 \pm 45 \text{ mg.L}^{-1}$); (2) 4 reatores alimentados com mesma concentração de DQO (800 mg.L^{-1}) e diferentes TDHs (6h, 4h, 2h e 1h); (3) 4 reatores operados com mesma TCO ($3,3 \pm 0,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) e TDH iguais ao do conjunto (2).

O autor observou queda da eficiência de remoção de matéria orgânica para aplicação de concentrações abaixo de 300 mg.L^{-1} . As baixas concentrações orgânicas no substrato provocaram variações na eficiência dos reatores com eventuais arrastes de sólidos. Os reatores alimentados com concentrações acima desse valor obtiveram eficiências de remoção de DQO iguais a 39%. As eficiências de remoção de DQO e SS aumentaram com a elevação do TDH de 1h para 6h. Os baixos TDH provocaram o arraste

de sólidos apresentando queda na eficiência de remoção de 93% (TDH de 6h) para 60% (TDH de 1h). O trabalho mostrou que para TDH de 6h os reatores UASB mantiveram aproximadamente a mesma eficiência de remoção de DQO, independente da concentração do substrato.

A retenção de sólidos na manta de lodo está diretamente ligada à velocidade ascensional dos esgotos e às características de sedimentação dos flocos/grânulos de lodo. A velocidade ascensional pode causar dois efeitos opostos: velocidades baixas causam o aumento da colisão entre sólidos suspensos afluentes e a manta de lodo, o que permite a captura destes, além de facilitar a separação das bolhas de gases formadas na superfície da biomassa; velocidades elevadas levam ao aumento da força hidráulica de cisalhamento, possibilitando a desagregação dos sólidos capturados e reduzindo, conseqüentemente, sua capacidade de sedimentação e de permanência na manta de lodo (MAHMOUND et al., 2003).

Passig (2005) observou que, quando imposto o aumento da velocidade ascensional no reator UASB utilizado em sua pesquisa (de $0,78 \text{ m.h}^{-1}$ até $1,95 \text{ m.h}^{-1}$), houve expansão da manta de biomassa. Quanto à operação do reator, não ocorreu qualquer distúrbio: o reator manteve pH estável (próximo a 6,5), gerando alcalinidade e baixa concentração de ácidos voláteis. O autor também notou que grande parte da matéria orgânica foi consumida pela parte mais próxima ao fundo do reator, onde se encontra a maior concentração da biomassa. Na Figura 3.3 pode ser observada a concentração de sólidos totais no reator UASB em função da altura de coleta, quando alterada a velocidade ascensional do sistema.

Figura 3.3. Concentração de sólidos totais no reator UASB conforme a velocidade ascensional.

Fonte: Passig (2005)

3.5. Tanques sépticos

Tanques sépticos, conhecidos também como decanto-digestores, são unidades locais de tratamento primário aplicados às residências unifamiliares e comunidades desprovidas de sistemas públicos de coleta, tratamento e disposição final de esgoto sanitário. Foi a primeira unidade idealizada para tratamento de esgoto e até hoje é amplamente empregada. Seu sucesso se deve principalmente a sua tecnologia simples e compacta. Além disso, não exige técnicas construtivas e nem equipamentos especiais, não solicitando também da presença constante de um operador durante seu funcionamento.

Segundo Andrade Neto (1997), o tanque séptico foi inventado em 1872, na França, por Jean Louis Mouras, mas só em 1881 foi patenteado com o nome de 'Eliminador Automático de Excremento'. Foi denominado 'Tanque Séptico' em 1896 na Grã-Bretanha, quando patenteado pelo Engenheiro Donald Cameron. No Brasil, a primeira aplicação do sistema pode ter sido a construção de um grande tanque na cidade de Campinas – SP para tratamento de esgoto urbano. Entretanto, a difusão dos tanques sépticos se deu apenas a partir de 1930. Atualmente, projeto e construção dos tanques sépticos são normatizados pela ABNT através da NBR – 7229 "Projeto, Construção e Operação e Sistemas de Tanques Sépticos", criada em 1982 e revisada em 1993.

Os tanques sépticos são encontrados em quase todo o Brasil, porém a maioria possui falhas de projeto, execução e operação. Existe assim uma vasta experiência, mas limitados recursos para avaliar projeto, acompanhar execução e operação de forma a permitir o registro de informações e dados (ANDRADE NETO, 1997).

A NBR 7229/93 define tanque séptico como sendo unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgoto por processos de sedimentação, flotação e digestão. Normalmente enterrados, os tanques cilíndricos propiciam uma menor área útil em favor da profundidade, já os prismáticos retangulares são empregados onde seja desejável maior área horizontal e menor profundidade. Podem ainda ser simples (uma única câmara), com câmaras em série (compartimentos horizontais) ou câmaras sobrepostas (compartimentos verticais), dotados de aberturas para entrada do esgoto bruto e saída do efluente tratado.

São projetados para receber esgoto doméstico como de cozinhas, lavanderias domiciliares, lavatórios, vasos sanitários, bidês, banheiros, chuveiros, etc, ou qualquer outro despejo cujas características sejam semelhantes as do esgoto sanitário. Segundo Andrade Neto et al. (1999), o tanque séptico é um reator muito resistente às variações do afluente, absorvendo choques tóxicos e de sobrecarga; tem partida imediata, sem inóculo e quanto à remoção do lodo acumulado, requer apenas operações esporádicas.

Os tanques sépticos funcionam como decantadores e digestores, simultaneamente, em uma mesma unidade. No seu funcionamento, que visa a redução da fase sólida dos esgotos, os processos se desenvolvem da seguinte forma (JORDÃO & PESSÔA, 2005):

- decantação: consiste na separação de fases (sólidos, líquido e gases) por diferença de massa específica. Com a retenção do esgoto ocorre a sedimentação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão, e conseqüente formação do lodo. Parte dos sólidos não sedimentados, formados por óleos, graxas e outros materiais misturados com

gases (provenientes da digestão anaeróbia) ficam retidos na superfície do líquido, no interior da fossa séptica, formando assim a espuma. A decantação é proporcional ao tempo de detenção e à turbulência, ou seja, é tanto maior quanto for o tempo de permanência dos esgotos no reator e a tranquilidade hidráulica (ANDRADE NETO et al., 1999);

- digestão anaeróbia: tanto o material sedimentado (lodo) quanto o flutuante (escuma) são degradados progressivamente por bactérias anaeróbias. Da digestão resultam gases, líquidos e acentuada redução dos sólidos retidos, que adquirem características capazes de permitir que o efluente líquido possa ser disposto em melhores condições de segurança.

Coelho et al. (2001) comentam que o desprendimento de bolhas de biogás do lodo pode favorecer o contato entre a massa bacteriana e o material orgânico, porém pode também permitir a flotação de parte dos sólidos, levando a sua descarga junto com o efluente.

A Figura 3.4 ilustra os processos que ocorrem no interior do tanque séptico.

Figura 3.4. Funcionamento de um tanque séptico
Fonte: ABNT, NBR 7229/1993

A eficiência do sistema depende de vários fatores, dentre eles carga orgânica, carga hidráulica, geometria, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação. É comum ser expressa em função de dois parâmetros mais usualmente adotados: Sólidos em Suspensão (SS) e DBO (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

São importantes parâmetros de funcionamento do tanque séptico a vazão de projeto, o tempo de sedimentação dos sólidos e de digestão do lodo, a taxa de acumulação e os coeficientes de redução do volume do lodo e o tempo de esgotamento do sistema (ANDRADE NETO, 1997).

Segundo Azevedo Netto⁵ (1985) *apud* Andrade Neto (1997) a depuração biológica da fase líquida em um tanque séptico começa a se pronunciar a partir de 4 horas de detenção, chegando a um estágio desejável após 12 horas. De acordo com a NBR 7229/93, o período de detenção dos despejos varia conforme a contribuição diária, estando na faixa de 12 a 24 horas para vazões de 9 a 1,5 m³.dia⁻¹, respectivamente.

Os tanques sépticos apresentam as vantagens comuns aos processos anaeróbios, mas não produzem efluentes de alta qualidade (ANDRADE NETO et al., 1999). Seu efluente contém consideráveis concentrações de matéria orgânica, patogênicos, sólidos, nutrientes inorgânicos e possui mau odor, devendo ser, portanto, encaminhado a um pós-tratamento.

De acordo com a NBR 7229/82, a eficiência na remoção de DBO seria de 30 a 50% em tanque sépticos de câmara única ou de câmaras sobrepostas e de 35 a 55% em tanques sépticos de câmaras em série (ANDRADE NETO, 1997). Para a remoção de sólidos em suspensão a eficiência não é muito maior que 50% (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

⁵ AZEVEDO NETTO, J. M. (1985). Tanques Sépticos: conhecimentos atuais. Revista Engenharia Sanitária.

Pesquisas em escala real e escala piloto da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, no âmbito do PROSAB, indicam que os tanques sépticos podem atingir eficiências médias da ordem de 60 a 70% na remoção de DQO e de 55 a 80% na remoção de sólidos suspensos, de acordo com a carga afluyente, o tempo de detenção e as condições de operação (LEITE, INGUNZA E ANDREOLI, 2006).

A eficiência dos tanques sépticos está diretamente ligada aos recursos humanos dos usuários. Estas unidades são negligentemente utilizadas, tendo a eficiência prejudicada por fatores como (JORDÃO & PESSÔA, 2005):

- material inadequado para efetuar os serviços de limpeza periódica do lodo acumulado;
- má localização dos tanques sépticos e dos sistemas de disposição dos seus efluentes;
- falta de locais adequados para dispor o lodo removido;
- negligência dos usuários junto com a falta de fiscalização por parte dos órgãos responsáveis.

Philippi, Costa e Sezerino (1999) pesquisaram a eficácia de um sistema composto por tanque séptico seguido de “wetland” no tratamento de efluentes líquidos, localizado na cidade de Agronômica – SC. Os efluentes, que provinham do centro de aprendizado de artesãos, eram: soro de queijo, gordura, sangue, comida enlatada, carne suína e esgoto sanitário de aproximadamente 66 trabalhadores. Antes de chegar ao tanque séptico, o esgoto passava por uma caída de gordura e um medidor de fluxo.

No sistema, operado de julho de 1994 a junho de 1995, foram monitorados três pontos principais: entrada do esgoto bruto (antes da caixa de gordura), saída (efluente) do tanque séptico e saída (efluente) da “wetland”. Os resultados encontrados pelos autores para os dois primeiros pontos estão apresentados na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Resultados do monitoramento do sistema tanque séptico seguido de wetland

Parâmetros	Valores médios		% de remoção
	Esgoto bruto	Efluente do tanque séptico	
pH	6,6	6,2	-
DQO (mg.L ⁻¹)	1045	695	33
DBO (mg.L ⁻¹)	449	306	32
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	1083	771	29
Sólidos voláteis (mg.L ⁻¹)	673	434	36
Sólidos susp. totais (mg.L ⁻¹)	119	180	-
Sólidos susp. voláteis (mg.L ⁻¹)	84	122	-
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	224	212	5
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	47	41	13
Nitrato (mg.L ⁻¹)	10	6	40

Fonte: adaptado de Philippi, Costa e Sezerino (1999)

Segundo Nascimento e Castro (2005) a eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pode ser ampliada pelo prolongamento do tempo de detenção hidráulica (TDH). No entanto, Barbosa et al. (2007), com base no estudo do desempenho de um tanque séptico seguido por um biofiltro aerado submerso (BAS), concluíram que o aumento da eficiência do sistema não acontece necessariamente em função do aumento do TDH. Os autores também observaram que, dependendo da faixa de TDH, o sistema proporcionava maior ou menor remoção de matéria orgânica biodegradável. Este estudo, desenvolvido na Universidade Federal do Paraná (UFPR), foi operado em escala de bancada (tanque séptico com 27 L e BAS com 6,3 L), com os TDHs de 12; 15; 18; 21 e 24 horas para o tanque séptico, taxa de aplicação superficial (TAS) de 5,01 m³.m⁻² dia e vazão constante de 25 L.d⁻¹ para o BAS, sendo alimentado com esgoto sintético. Nesse caso, o tanque séptico apresentou curvas de eficiência entre 25 e 75% para os parâmetros DQO, COT e DBO.

A Tabela 3.12 relaciona os resultados de remoção observados em fossas bem projetadas e operadas.

Tabela 3.12 - Eficiência de fossas sépticas projetadas e operadas adequadamente

Parâmetro	% de remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	40 a 60 %
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	30 a 60 %
Sólidos Sedimentáveis (SS)	85 a 95 %
Sólidos em Suspensão	50 a 70 %
Graxas e Gorduras	70 a 90 %
Nitrogênio Amoniacal	0 a 10 %
Nitrogênio Total	0 a 10 %
Coliformes totais	20 a 60 %

Fonte: Nascimento e Castro (2005)

Daltro e Povinelli (1989) estudaram o desempenho de um sistema decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio no tratamento de esgoto sanitário. O decanto-digestor apresentava características semelhantes à de uma fossa séptica: volume total de $5,40 \text{ m}^3$, tempo de detenção hidráulica máxima de 24 horas. A instalação possuía câmara inferior dividida em três compartimentos com $0,60 \text{ m}^3$ de capacidade cada, possuindo as paredes inclinação de 56° , onde ocorria a digestão do lodo. Acima dessa câmara ocorria a decantação dos sólidos e, em uma parte posterior a essa câmara havia um compartimento destinado ao acúmulo de efluentes na unidade. A Figura 3.5 mostra o esquema (planta e corte) do decanto-digestor estudado.

A operação do sistema foi dividida em 2 fases: a primeira correspondia ao período de adaptação e a segunda ao tempo de pseudo-estado estacionário (onde foi verificado o desempenho do sistema). Em 68 semanas de experiência, os autores verificaram que a variação da $\text{DQO}_{\text{bruta}}$ do efluente final do sistema foi baixa se comparada a variação da $\text{DQO}_{\text{bruta}}$ do afluente, como pode ser observado na Figura 3.6. Durante o melhor período, o sistema obteve eficiência de 71% na remoção de DQO. Os resultados de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) mostram que o efluente também apresentou valores bem mais baixos que o esgoto bruto, tendo atingido eficiência de 88% na remoção de SST. Nessa pesquisa foi concluído que o decanto-digestor foi o responsável pela maior parcela de remoção de $\text{DQO}_{\text{bruta}}$ e SST no sistema.

Figura 3.5. Desenho esquemático do decanto-digestor
Fonte: Daltro e Povinelli (1989)

Figura 3.6. Variação da DQO_{bruta} do esgoto bruto, do efluente do decanto-digestor e do filtro anaeróbio nas 68 semanas do experimento
Fonte: Daltro e Povinelli (1989)

3.5.1. Efluentes do tanque séptico

3.5.2. Efluente líquido

O efluente líquido dos tanques sépticos caracteriza-se por possuir fluxo contínuo isento de materiais sedimentáveis e flutuante. No entanto, esse efluente não está de todo livre dos sólidos; existe uma parcela não retida desse material que é arrastada juntamente com o produto solúvel da decomposição do lodo. Possui odor e aspecto desagradáveis, presença de grande quantidade de bactérias, alta concentração de matéria orgânica solúvel, sólidos e nutrientes inorgânicos (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Tais características não permitem uma disposição incontrolada, sendo necessário um tratamento complementar.

Atualmente, abordando os efluentes líquidos, a ABNT tem disponível a norma NBR 13969, revisão de setembro de 1997, “Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação”. Dentre os processos eficientes e econômicos de disposição dos resíduos dos tanques sépticos destaca-se: diluição (corpo d’água receptor), sumidouro, vala de infiltração, vala de filtração e filtro de areia. Para o tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos, a NBR 13969 propõe principalmente o uso de filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente, filtro aeróbio submerso, valas de filtração e filtros de areia, lodo ativado por batelada (LAB) e lagoas com plantas aquáticas. A escolha depende de fatores como o padrão de lançamento vigente, legislação ambiental, utilização e grau de permeabilidade de solo, profundidade do lençol freático, entre outros.

Andrade Neto, Melo e Lucas Filho (2000) estudaram um sistema composto de tanque séptico e filtros anaeróbios de fluxo descendente afogado, tratando esgoto doméstico com vazão média de $30 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$. O tanque séptico era do tipo prismático

retangular com duas câmaras em série e volume total de 8,82 m². No trabalho, que tinha por objetivo observar as variações das concentrações de matéria orgânica ao longo do dia em diferentes pontos do sistema, foi possível esclarecer o comportamento do reator quanto à capacidade de absorver (amortecer) as variações de carga orgânica. Foram realizadas três campanhas de medições (3 perfis), onde em cada um foram coletadas amostras a cada duas horas durante 24 horas. As análises mostraram que as amplitudes de variação na concentração de DQO_{bruta} ao longo do dia foram da ordem de 900 mg.L⁻¹ no afluente e 200 mg.L⁻¹ na saída do tanque séptico, e para DQO_{filtrada}, as amplitudes de variação foram da ordem de 440 mg.L⁻¹ no afluente e 180 mg.L⁻¹ na saída do tanque séptico. Mesmo com valores diferentes em cada perfil, os resultados mostraram configurações semelhantes para um mesmo parâmetro, com as concentrações máximas ocorrendo nos mesmo horários, como pode ser observado nas Figura 3.7 e 3.8.

Os gráficos mostram que as amplitudes de variações das concentrações de matéria orgânica ao longo do dia mostram-se grande, moderada e pequena para o afluente, a saída do tanque séptico e os efluentes dos filtros, respectivamente. Isso demonstra que o sistema possui capacidade de absorver os impactos e produzir um efluente estável e uniforme ao longo do dia.

Figura 3.7. Comportamento diário das concentrações de DQO total - média dos três perfis

Fonte: Andrade Neto, Melo e Lucas (2000)

Figura 3.8. Comportamento diário das concentrações de DQO filtrada - média dos três perfis
Fonte: Andrade Neto, Melo e Lucas (2000)

3.5.2.1. Efluente Sólido

A USEPA (2002) define lodo séptico como o material líquido ou sólido removido de tanques sépticos, banheiros químicos ou sistema similar que receba somente esgoto sanitário. O que diferencia os resíduos sépticos não é o tipo de estabelecimento (comércio ou indústria) que o gera e sim o tipo de esgoto que esta sendo lançado na fossa (EPA, 1993).

Esse tipo de resíduo deve permanecer retido durante certo intervalo de tempo e, ao seu término, é necessário que se faça a limpeza do tanque. A falta de limpeza, ou seja, a não retirada do lodo produzido, compromete a eficiência do tratamento (LEITE et al., 2006). A NBR 7229/93 recomenda intervalos de limpeza de no mínimo 1 e no máximo 5 anos. Geralmente, deve ser efetuada a limpeza das fossas quando o lodo atingir camada igual ou superior a 50 cm ou 1/3 da profundidade de líquido no tanque para unidades maiores (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

Em se tratando de produção de lodo, A NBR 7229/93 menciona a produção de lodo fresco (Lf) de até $1,0 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}$ para esgoto tipicamente doméstico. Para esse valor deve-se aplicar coeficientes de redução R1 e R2 iguais a 0,5 e 0,25, que correspondem, respectivamente, ao adensamento e a redução de sólidos voláteis na digestão.

A coleta dos lodos sépticos pode ser dificultada pela complexidade de acesso dos caminhões às residências e pelo transporte deste lodo a grandes distâncias, ocasionando a retenção por períodos prolongados e prejudicando a eficiência da tratabilidade do lodo (KLINGEL et al., 2002 e MONTANGERO⁶ et al., 2000 apud LEITE et al., 2006).

Os lodos normalmente apresentam características indesejáveis como instabilidade biológica, presença de patógenos (vírus, bactérias, helmintos, etc) e ainda altas concentrações de sólidos (PAULA JUNIOR et al., 2003).

Devido a isso, quando removido, o lodo não poderá ser disposto diretamente em corpos d'água ou galeria de águas pluviais; um tratamento complementar faz-se necessário. O lançamento em estações de tratamento de esgoto (ETE) é uma alternativa interessante para a disposição do resíduo sólido dos tanques sépticos no caso de grandes centros urbanos. No entanto, tal procedimento está sujeito à aprovação e regulamentação dos órgãos responsáveis pelo esgotamento sanitário (NBR 7229/93).

3.6. Características dos lodos provenientes de tanques sépticos

3.6.1. Considerações iniciais

A composição do lodo séptico é compreendida na maior parte por água, esgoto, material inorgânico (areia) e material orgânico fecal (LEITE, INGUNZA E ANDREOLI, 2006). A heterogeneidade de seus compostos é uma propriedade marcante, função de alguns fatores como frequência de limpeza, características do efluente e mistura nos caminhões de coleta (“limpa-fossa”). Estudos mostram que o lodo coletado pelas

⁶ MONTANGERO, A., STRAUSS, M., INGALLINELLA, A.M., KOOTTATEP, T., LARMIE, S.A.. Cuando los tanques septicos estan llenos – El desafío del manejo y tratamiento de lodos fecales. In: Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 11°. AIDIS, Argentina; 2000.

limpadoras de tanques sépticos apresenta variações desde composição semelhante a esgoto sanitário a aquela típica de lodo.

O lodo séptico possui cor escura e forte odor. As concentrações de amônia e ovos de helmintos podem chegar a dez vezes mais que em águas residuais (MONTANGERO et al, 2000 apud LEITE, INGUNZA E ANDREOLI, 2006).

Segundo Leite, Ingunza e Andreoli (2006), o lodo pode ser classificado quanto à estabilidade (alta ou baixa) de acordo com o grau de digestão sofrida. Assim, o tempo de permanência do lodo na fossa séptica é o grande responsável pela estabilização. Na Tabela 3.13 é feita a comparação entre classificação e características de lodos sépticos.

Tabela 3.13 - Características, classificação e comparação geral entre lodos sépticos de países tropicais

Item	Tipo “A” (baixa estabilidade)	Tipo “B” (alta estabilidade)	Esgoto Doméstico
Amostra	Banheiro público ou químico	Tanque séptico	Esgoto tropical
Caracterização	Alta concentração, lodo séptico fresco (estocado por dias ou semanas apenas)	Lodo séptico de baixa concentração, geralmente estocado por anos, mais estabilizado que o tipo “A”	
DQO (mg.L ⁻¹)	20000 a 50000	< 15000	500 a 2500
DQO/DBO	5:1 a 10:1	-	2:1
N- amon (mg.L ⁻¹)	2000 a 5000	< 1000	30 a 70
ST (mg.L ⁻¹)	< 3,5%	< 3%	< 1%
SS (mg.L ⁻¹)	< 30000	≈ 7000	200 a 700
Ovos de helm.L ⁻¹	20000 a 60000	≈ 4000	300 a 2000

Fonte: Leite, Ingunza e Andreoli (2006) adaptado de Montangero et al. (2002)

As características típicas de lodos de fossas sépticas de acordo com a literatura brasileira e com a USEPA (2002) são apresentados na Tabela 3.14.

Tabela 3.14 - Características físico-químicas do material removido na limpeza de tanques sépticos

Variável	Jordão & Pessoa (2005)		USEPA (2002)	
	Média (mg.L ⁻¹)	Faixa típica (mg.L ⁻¹)	Média (mg.L ⁻¹)	Faixa típica (mg.L ⁻¹)
Sólidos totais	-	-	34.100	1.100 a 130.400
Sólidos totais voláteis	-	-	23.100	353 a 71.400
Sólidos suspensos totais	15000	2.000 a 100000	12.800	310 a 93.300
Sólidos suspensos voláteis	7.000	1.200 a 14.000	9.000	95 a 51.500
DBO	6.000	2.000 a 30.000	6400	440 a 78.600
DQO	-	-	31.900	1.500 a 703.000
NTK	700	100 a 1.600	580	66 a 1.000
N- amon	400	100 a 800	87	3 a 116
Fósforo	250	50 a 800	210	20 a 760
Óleos e graxas	8.000	5000 a 10.000	5.600	200 a 23.300

Fonte: adaptado de Jordão & Pessoa (2005) e USEPA (2002)

Algumas ETEs recebem despejos de tanques sépticos e promovem o tratamento conjunto ao esgoto doméstico. A seguir são apresentados dados de experiências brasileiras relativos aos descartes de lodos de decanto-digestores.

3.6.2. pH

Os valores usuais de pH de lodo de decanto-digestores variam de 6 a 9. As Tabelas 3.15 e 3.18 apresentam os diferentes valores de pH encontrados.

Tabela 3.15 - Valores de pH para lodo de decanto-digestores.

Variável	Sabatier, 1983	Dèrangère, 1988	Tachini, 2002	Cassini, 2003
pH	8,8	6,9	6,8	6,7

Fonte: adaptado de Leite, Ingunza e Andreoli (2006), Tachini (2002), e Belli et al. (2004)

Tabela 3.16 - Valores de pH para lodo de decanto-digestores.

Variável	Fiúza, 2003	Belli, 2004	Rocha e Sant'anna, 2005	Curitiba, 2005
pH	6 a 8	6,7	7,1	7,8

Fonte: adaptado de Leite, Ingunza e Andreoli (2006), Tachini (2002), e Belli et al. (2004).

3.6.3. Sólidos

É grande a amplitude de valores encontrados para as concentrações de sólidos nos resíduos sépticos. A Tabela 3.17 mostra os valores médios e máximos de sólidos sedimentáveis (SSed), voláteis (SV), fixos (SF) e totais (ST) encontrados para as cidades de Joinville (SC) e Curitiba (PR). Segundo Leite, Ingunza e Andreoli (2006), o fato de a concentração de sólidos voláteis ser maior que a de sólidos fixos indica que se trata de um resíduo orgânico.

Tabela 3.17 – Concentração de sólidos em resíduos sépticos das cidades de Joinville-SC e Curitiba-PR

Cidade		SSed(mL.L⁻¹)	SV(mg.L⁻¹)	SF(mg.L⁻¹)	ST(mg.L⁻¹)
Joinville-SC	Méd	580	<1.000	<1.000	1.000 a 2.000
	Máx	<1.000	3.100	5.060	8160
Curitiba-PR	Méd	700	4.000 a 5.000	4.000 a 5.000	9.000 a 10.000
	Máx	<1.000	>10.000	>10.000	>10.000

Fonte: adaptado de Leite, Ingunza e Andreoli (2006)

O tratamento estatístico dos dados obtidos por Tachini (2002) forneceu valores médios para sólidos totais, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos e sólidos voláteis de 49.593 mg.L⁻¹, 579 mg.L⁻¹, 37.731 mg.L⁻¹ e 29.685 mg.L⁻¹, respectivamente. O mesmo autor concluiu que, para as relações médias encontradas dos sólidos totais, em suspensão e volátil mostram que cerca de 60% do teor dos sólidos que compõem os resíduos são orgânicos, apresentando assim, a existência de um potencial de degradação anaeróbia.

Para Belli et al. (2004), os valores mínimo, máximo e médio de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) encontrados na caracterização físico-química de 25 amostras de lodo estão apresentados na Tabela 3.18.

Tabela 3.18 - Concentração de sólidos de lodos de tanques sépticos de Florianópolis (SC)

Parâmetro	Mínimo (mg.L⁻¹)	Máximo (mg.L⁻¹)	Médio (mg.L⁻¹)
Sólidos Totais	516	33292	9550
Sólidos Voláteis	224	18454	6172
Sólidos Suspensos Totais	145	27500	6896
Sólidos Suspensos Voláteis	79	18000	5019

Fonte: Belli et al. (2004)

3.6.4. DQO e DBO

Conforme Leite, Ingunza e Andreoli (2006), os valores das demandas química (DQO) e biológica (DBO) de consumo de oxigênio dos lodos sépticos estão ligados ao grau de estabilização e à concentração dos poluentes presentes no resíduo. Rocha e Sant'anna (2005) encontraram valores médios de DBO e DQO para lodos de decanto-digestores em Joinville (SC) de 2829 mg.L⁻¹ e 7911 mg.L⁻¹, respectivamente. No caso de Curitiba (PR), Leite, Ingunza e Andreoli (2006.) apresentaram valores médios de DBO igual a 1863 mg.L⁻¹ e de DQO igual a 9419 mg.L⁻¹.

Nos resultados obtidos por Tachini (2002), em relação à remoção da matéria carbonácea, foi verificada grande variação no lodo dos tanques sépticos, sendo as médias equivalentes a 23835 mg.L⁻¹ de DQO e 11424 mg.L⁻¹ de DBO.

Belli et al. (2004) observaram valores médios de 10383 mg.L⁻¹, 1028 mg.L⁻¹ e 2808 mg.L⁻¹ para DQO, DQO filtrada e DBO, respectivamente.

3.6.5. Metais

O esgoto doméstico possui pequenas concentrações de metais pesados, dentre os principais tem-se: prata (Ag), arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), antimônio (Sb), selênio (Se) e zinco (Zn). Estes elementos podem ser encontrados naturalmente nos solos, plantas e animais, porém

devem estar dentro de limites que não permitem que seja colocada em risco a saúde humana e ambiental (Silva⁷, 2001 apud Leite, Ingunza e Andreoli, 2006). A Tabela 3.19 mostra uma comparação entre os valores de alguns metais pesados em lodos e algumas regulamentações existentes.

Tabela 3.19 - Concentrações de metais em lodo de esgoto e lodo séptico (levantamento feito em Curitiba, 2005)

Parâmetro	Concentração encontrada (mg.kg ⁻¹ de matéria seca de lodo)	
	Lodo de Esgoto	Lodo Séptico (Curitiba)
Cádmio	7	7,9
Cromo	120	5,6 a 70
Cobre	740	31 a 9193
Chumbo	130	9 a 190
Mercúrio	5	1,1 a 9,3
Níquel	43	3 a 19
Selênio	5	<1
Zinco	1200	148 a 514

Fonte: adaptado de Leite, Ingunza e Andreoli (2006)

3.6.6. Agentes Patogênicos

A concentração de organismos patogênicos no lodo depende de fatores como o nível de contaminação da população, fator este ligado às condições sócio-econômicas, sanitárias e também ao tipo de tratamento a que o lodo é submetido.

Jordão & Pessoa (2005) estimam que, para o caso de tanques sépticos, a porcentagem de remoção de vírus seja de 50%, de bactérias e helmintos entre 50 e 90% e de protozoários igual a 0%. A Tabela 3.20 mostra a presença de patógenos em alguns lodos de decanto-digestores.

⁷ SILVA, G. (2004). Sistema de alta eficiência para tratamento de esgoto residencial. Estudo de caso na lagoa da Conceição. Trabalho de conclusão de curso. UFSC: Florianópolis, 2004.

Tabela 3.20 - Concentração de patógenos em lodos de tanques sépticos

Valores	Coliformes Fecais (NMP.ml⁻¹)	Helmintos Totais (ovos.gMS⁻¹)	Helmintos Viáveis (ovos.gMS⁻¹)
Mínimo	<0,3	0	0
Médio	7568,5	18,1	1,2
Máximo	46000	357,4	56,4

Fonte: adaptado de Leite, Ingunza e Andreoli (2006)

Meneses et al. (2001) caracterizaram físico, química e biologicamente os resíduos de tanques sépticos e sumidouros coletados do descarregamento de caminhões “limpa-fossa” da cidade de Natal (RN) no estudo de alternativas para tratamento complementar e destinação final desses resíduos. As amostras foram retidas em frações individuais formando amostras compostas; as coletadas tiveram frequência quinzenal, do período de agosto de 2000 a fevereiro de 2001, totalizando 15 amostras.

Belli et al. (2002) estudaram o processo de digestão anaeróbia capaz de bioestabilizar resíduos sólidos orgânicos urbanos e lodos de tanques sépticos. O digestor para resíduos sólidos orgânicos com lodo de tanque séptico (RSO), construído em fibra de vidro, possuía 3 partes: a superior com volume aproximado de 150 L era ocupada pelo gás produzido; uma segunda, cilíndrica com 360 L de capacidade, era preenchida pela massa semi-sólida formada pela mistura de resíduo sólido orgânico e lodo de tanque séptico; a terceira parte, de forma cônica e capacidade de 59 L, destinava-se a receber o percolado. Uma parcela desse percolado fica retida na parte inferior do reator servindo como realimentação, enquanto a outra parcela segue para tratamento em um reator UASB, retornando ao digestor após o tratamento. O digestor de lodo séptico foi construído em fibra de vidro, possui um volume útil de 620 L e funciona em regime contínuo com sistema de homogeneização intermitente (Figura 1b). O tempo de retenção hidráulica é de 45 dias.

Para tanto, inicialmente os autores analisaram o lodo de diversos tanques sépticos, obtidos pelas empresas licenciadas para limpeza dos mesmos na região da Grande Florianópolis (SC).

A Tabela 3.21 apresenta os valores médios dos principais parâmetros de caracterização de lodo séptico feito por Meneses et al. (2001) e Belli et al. (2002).

Tabela 3.21 - Caracterização de amostras de tanques sépticos nas cidades de Natal – RN e Florianópolis - SC

Parâmetros	Unidade	Meneses et al. (2001)	Belli et al. (2002)
		Natal	Florianópolis
pH	-	6,9	6,8
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	12880	7185
Sólidos totais voláteis	mg.L ⁻¹	3518	3412
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	7091	2063
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹	2246	3272
Cloretos	mg.L ⁻¹	254	-
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	498	973
Fósforo	mgP.L ⁻¹	18,1	89
Nitrogênio total	mgN.L ⁻¹	119,7	-
Nitrogênio amoniacal	mgN.L ⁻¹	88,8	57
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	531	326
DBO	mg.L ⁻¹	1434	1890
DQO	mg.L ⁻¹	6895	6198
Coliformes fecais	UFC.ml ⁻¹	3,2E+07	-

Fonte: adaptado de Meneses et al. (2001) e Belli et al. (2002)

Silva et al. (2007) avaliaram as características do lodo gerado em tanques sépticos coletivos localizados em municípios de pequeno porte do semi-árido paraibano (Cabaceiras e Caraúbas), com o intuito de analisar a possibilidade de sua utilização no processo de codisposição. O lodo foi coletado nas diferentes câmaras que compõem os tanques sépticos utilizando uma bomba; de cada câmara foi recolhido lodo de dez pontos diferentes por três vezes (três amostras compostas por câmara), resultando no total de 24 amostras em Cabaceiras e 27 em Caraúbas. O tanque séptico coletivo de Cabaceiras, que recebe esgoto de 120 domicílios, é composto por oito câmaras, com capacidade volumétrica total de 97,12 m³ e tempo de detenção de 12 horas. Já o tanque séptico

coletivo de Caraúbas possui capacidade volumétrica de 56,26 m³, tempo de detenção de 12 horas e atende a 60 domicílios; apresenta cinco câmaras divididas em dois blocos: o primeiro é dividido em três câmaras e o segundo é um filtro anaeróbio.

O lodo das diferentes câmaras apresentou características diferentes em função do fluxo de esgoto ao longo do sistema, sofrendo alterações decorrentes da sedimentação e das transformações químicas e biológicas. Pode ser visto na Tabela 3.22 e na Tabela 3.23 a composição do lodo dos tanques sépticos estudados por Silva et al. (2007), para cada uma das cidades paraibanas.

Tabela 3.22 - Caracterização do lodo produzido em tanque séptico no município de Cabaceiras (PB)

Município	Câmara	ST (%)	STV (%)	pH	COT (%)	NTK (%)	C/N	P (%)	K (%)
Cabaceiras	1	50,42	12,11	7,19	6,72	0,60	13,54	0,51	0,09
	2	29,66	15,48	6,65	8,60	1,42	8,71	0,44	0,09
	3	27,78	23,21	7,35	12,89	0,61	21,13	0,41	0,09
	4	24,07	23,05	7,11	12,80	0,60	21,33	0,39	0,09
	5	16,92	39,74	7,17	22,08	1,81	12,19	0,73	0,09
	6	16,11	40,43	7,19	22,46	1,84	12,21	0,83	0,09
	7	13,32	43,96	6,90	24,42	1,78	14,08	0,55	0,09
	8	11,85	43,62	7,00	24,23	2,01	12,06	0,55	0,08

Fonte: Silva et al. (2007)

Tabela 3.23 - Caracterização do lodo produzido em tanque séptico no município de Caraúbas (PB)

Município	Câmara	ST (%)	STV (%)	pH	COT (%)	NTK (%)	C/N	P (%)	K (%)
Caraúbas	1	71,46	3,52	6,93	1,99	0,30	6,63	0,29	0,08
	2	13,73	41,61	7,20	23,12	2,33	9,92	0,70	0,09
	3	11,34	43,71	7,28	24,28	2,63	9,23	0,69	0,09
	4	9,98	44,08	7,14	24,49	2,31	10,60	0,87	0,08
	5	5,25	48,69	7,05	27,05	2,96	9,14	0,81	0,09

Fonte: Silva et al. (2007)

As tabelas mostram que nas primeiras câmaras dos tanques sépticos das duas cidades, prevalece maior quantidade de sólidos totais, ocorrendo um declínio ao longo do sistema. Tal fato pode ser atribuído à sedimentação mais rápida dos materiais densos, sendo então maior sua quantidade nas primeiras câmaras. No entanto, o comportamento

de sólidos voláteis foi inverso, com aumento gradativo, já que estes encontram-se geralmente dissolvidos, conseguindo chegar às últimas fases do processo.

3.7. Disposição do lodo séptico em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE)

Ao serem recolhidos pelos chamados “caminhões limpa-fossa”, os lodos de tanques sépticos usualmente são lançados de forma inadequada em terrenos nos limites das cidades, redes coletoras ou cursos d’água (Cassini et al., 2003).

A fiscalização e o controle das coletas e descargas do lodo de fossas e tanques sépticos são limitados. Por isso, as características dos lodos amostrados nos caminhões “limpa-fossa” são muito variáveis, o que dificulta uma operação eficiente do sistema de tratamento, ou pior, causando grande impacto no meio em que é lançado.

O uso agrícola de lodos gerados em tratamento de esgoto sanitário é uma opção viável que, no entanto, exige controles rígidos em relação ao próprio lodo e às características do solo. Faz-se necessária a investigação da qualidade físico-química e biológica do lodo, taxas de aplicação, exigências da legislação e dos órgãos ambientais (JORDÃO & PESSÔA, 2005). A Resolução CONAMA 375/06 define os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

Por se prever que sempre haverá unidades de tratamento individualizado nas cidades, em função da precariedade da prestação de serviços de saneamento, dispor o lodo de tanques sépticos em ETEs pode ser uma alternativa proveitosa e econômica. Trata-se de uma opção segura e com pequeno impacto ambiental.

A forma de disposição do lodo na ETE pode ser feita de diferentes formas. Jordão & Pessoa (2005) propõem a existência de um tanque de recebimento e acumulação do

lodo, de forma que possa ser bombeado até as unidades da ETE de forma controlada. Já Leite, Ingunza e Andreoli. (2006) comentam que o lançamento pode ser feito direto na entrada da ETE, seguindo o tratamento do lodo séptico já misturado com o esgoto recebido.

Vale salientar que em qualquer dos casos, é importante levar em conta as características do lodo, principalmente no que diz respeito ao nível de estabilização da matéria orgânica, à quantidade de SST e ao grau de patogenicidade. As instalações devem ser capazes de receber as contribuições do lodo, aprimorar a depuração biológica e reduzir patógenos.

Os resíduos sólidos provenientes dos tanques sépticos podem trazer algumas conseqüências negativas para a ETE. Deve-se ter cautela no lançamento junto ao esgoto, uma vez que é alta a concentração de poluente no lodo. O incremento de DQO e SST é o maior dos problemas, pois pode promover uma sobrecarga no sistema. Soma-se ainda a este fato, uma maior produção de lodo e um conseqüente aumento do custo do tratamento (LEITE et al., 2006).

No entanto, não deve ser tratado como resíduo sólido, pois é baixa a concentração de sólidos, e também não deve ser usado diretamente como fertilizante agrícola por causa de sua patogenicidade (Klingel et al., 2002).

Tachini (2002) avaliou o tratamento integrado de esgoto sanitário e lodo de tanque séptico em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (RALF) em uma ETE. A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Blumenau (SC), que atende 800 unidades residenciais e recebe vazão média da ordem de $13,2 \text{ L.s}^{-1}$. O reator, com seção transversal de forma circular cônica, possui diâmetro inferior de 9,74 m, diâmetro superior ao nível da água de 20,90 m e profundidade útil de 6,44 m. O lodo séptico foi adicionado ao sistema na entrada da ETE e, juntamente com o esgoto, passava

pelo tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e poço de acumulação de esgoto), sendo então encaminhado até o reator por gravidade. O autor não comenta a vazão de descarga e nem mesmo a frequência com que o lodo séptico é lançado na ETE.

O estudo foi dividido em três fases distintas: (1) monitoramento do sistema experimental antes da integração de lodo séptico; (2) período do tratamento integrado de lodos de tanques sépticos e esgoto sanitário; (3) monitoramento do reator RALF após suspensão do recebimento do lodo séptico. Os resultados encontrados nas três fases estão apresentados na Tabela 3.24.

Com a integração do esgoto doméstico e o lodo séptico, o reator apresentou uma eficiência média de 72% e 73% na remoção de DQO e DBO, respectivamente (todas maiores que as médias verificadas no período anterior à integração). Já a remoção de sólidos totais atingiu uma eficiência de 52% , a de sólidos suspensos foi de 64% e a de sólidos voláteis foi de 21% (apresentando no caso dos sólidos voláteis eficiência inferior ao período anterior).

Tabela 3.24 – Concentrações médias dos parâmetros analisados no monitoramento do reator RALF antes e durante a adição de lodo séptico ao tratamento

Parâmetro	Unidade	1ª Fase		2ª Fase	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH		6,87 ± 0,2	6,7 ± 0,2	7,23 ± 0,2	6,99 ± 0,2
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	-	-	212 ± 54	240 ± 60
ST	mg.L ⁻¹	< 500	< 500	1142 ± 1583	652 ± 459
SST	mg.L ⁻¹	< 500	< 500	595 ± 1294	213 ± 102
DQO	mg.L ⁻¹	493 ± 415	156 ± 66	611 ± 471	147 ± 188
NTK	mg.L ⁻¹	58 ± 137	59 ± 11	59 ± 19	51 ± 12
N-amon	mg.L ⁻¹	14 ± 4	9 ± 2	43 ± 14	48 ± 10
Fósforo	mg.L ⁻¹	6 ± 2	5 ± 3	7 ± 2	6 ± 3

Fonte: adaptado de Tachini (2002)

Concluiu o autor que no período de acréscimo do lodo séptico houve perturbação em termos de carga orgânica, pois foi detectado um incremento de biossólidos primários. No entanto, a eficiência de remoção da carga orgânica melhorou atingindo índices similares aos da fase anterior (sem o lodo), ocorrendo baixa deterioração da qualidade do

efluente. Um aspecto importante observado foi o incremento de sólidos, caracterizando um afluente ligeiramente mineralizado e parcialmente estabilizado.

Pierotti (2007) relatou o descarte do lodo de fossas sépticas no reator UASB que faz parte do sistema de tratamento da Estação de Tratamento de Esgoto Água Vermelha, situada no distrito de Água Vermelha em São Carlos (SP). O lodo era proveniente de um bairro do distrito de Água Vermelha com aproximadamente 120 chácaras (que não possui serviço de esgotamento sanitário), cuja coleta era realizada por um trator com reservatório acoplado com capacidade de 3 m³. O material era lançado no poço de visita da rede coletora de esgoto na entrada que dá acesso a ETE cerca de três vezes na semana, totalizando 50 a 70 m³ semanais. Estes lançamentos não estavam previstos no projeto da ETE e não eram autorizados.

O resíduo descartado não era de fato lodo digerido de tanques sépticos; constituía-se de uma mistura de lodo, efluente, água pluvial e solo carreado, pois, na verdade, os tanques não eram vedados e localizavam-se numa região alagadiça com lençol freático próximo a superfície.

A pesquisa foi dividida em duas fases, uma primeira sem adição de inóculo (Fase I) e a segunda com inoculação (Fase II). Durante a Fase II, a autora observou em três dias aleatórios (dias 211, 218 e 266) que o indevido lançamento de lodo sem aviso prévio provocou eficiência negativa na remoção de sólidos totais, apresentando picos devidos aos sólidos dissolvidos fixos (Figura 3.9). Contudo, não houve queda da eficiência na remoção de DQO. Com o lançamento de lodo de limpa-fossas houve também um decréscimo na eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (passou de 60% de eficiência média para 29%).

Figura 3.9. Variação da DQO bruta e dos sólidos totais afluente e efluente ao longo do tempo
Fonte: Pierotti (2007)

O pico de sólidos proveniente do descarregamento de lodo de tanques sépticos não foi absorvido quando o reator UASB ainda encontrava-se em fase de adaptação, como observado na ocorrência do pico de sólidos no efluente para 211º dia de operação. Quando ocorrido o lançamento de lodo no dia 266, foi percebido que o pico de sólidos não se repetiu no efluente, sendo absorvido pelo UASB.

Vieira et al. (2005), durante a avaliação do desempenho do reator UASB da ETE Lages em Aparecida de Goiânia (GO), relataram que na 29ª semana de operação foi observada queda na eficiência de remoção de DQO. Neste período a ETE recebia cerca de 10 caminhões diários de lodo de tanques sépticos, o que possivelmente provocou acréscimo de matéria orgânica no sistema. A ETE Lages consiste de dois reatores UASB em paralelo seguidos de um sistema em paralelo com duas lagoas de maturação em série. Cada reator tem capacidade de 25 L.s^{-1} e profundidade de 4,5 m; a operação do primeiro teve início em abril de 2002 sem adição de inóculo e com vazão média de $5,23 \text{ L.s}^{-1}$. Não há relatos no trabalho sobre as alterações sofridas pelo sistema a partir da adição de lodo séptico, portanto, nada se soube do impacto causado pela carga de lodo.

A Estação de Tratamento de Esgoto Jarivatuba, localizada em Joinville (SC), é exemplo de ETE que recebe lodo de tanques sépticos desde 2001 (cerca de 27.594 m³ por ano). Em operação desde 1989, a ETE é constituída de dois módulos paralelos, cada um com duas lagoas anaeróbias, uma facultativa e três de maturação, ligadas em série. O resíduo descarregado pelos caminhões limpa-fossas são tratados através de gradeamento, desarenação e secagem. O efluente do leito de secagem é direcionado a primeira lagoa anaeróbia de um dos módulos. A fiscalização e o controle das descargas são precários, além de duvidosa a eficiência do tratamento.

Visando a solução dos problemas referentes ao recebimento de despejos sépticos na ETE Jarivatuba, Rocha e Sant'Anna (2005) propuseram normas para controle adequado do lodo descarregado pelas empresas autorizadas, solicitando ainda o laudo do efluente lançado na ETE. As características dos resíduos despejados por caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba são apresentado no item 3.6.

Na Região Metropolitana da cidade de Curitiba (PR), os resíduos de tanques sépticos coletados são lançados na rede coletora da ETE Belém, sendo submetido ao gradeamento e ao tratamento biológico junto com o esgoto afluente. É permitida a descarga apenas de resíduos sépticos de origem sanitária.

O controle de recebimento é feito através do cadastro das empresas coletoras, que permite saber o volume, o pH e a categoria do resíduo (residencial, industrial, comercial ou órgão publico). A ETE Belém, que trata 1 m³.s⁻¹, recebe em média 462 caminhões/mês, valor que corresponde a 3.309 m³/mês, ou seja, 0,128% de sua vazão (LEITE et al., 2006). Desse total, cerca de 63,4% dos caminhões são apontados como de origem residencial, 15,9% de indústrias, 14,4% de órgãos públicos e 8,6% de origem comercial.

No período de 5 a 11 de julho de 2005, Leite, Ingunza e Andreoli (2006) realizaram a coleta de 20 amostras aleatórias de caminhões com resíduos sépticos que chegaram à ETE Belém. Os resultados de caracterização desses lodos são mostrados no item 3.6 (Tabelas 3.17, 3.18, 3.20, 3.21 e item 3.6.4).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Sistema experimental – generalidades

O trabalho foi desenvolvido na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto do *Campus I* da USP em São Carlos, SP. O sistema consiste de dois reatores UASB (I e II) de seção quadrada com 2,0 m de aresta e 4,7 m de altura útil, perfazendo volume de 18,8 m³ cada unidade. As Figuras 4.1 e 4.2 mostram os reatores UASB utilizados na pesquisa.

Figura 4.1. Foto do sistema experimental – reatores UASB (vista lateral)

Os reatores são alimentados com esgoto sanitário in natura submetido a tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e caixa de gordura). A Figura 4.3 ilustra essa etapa do tratamento de esgoto na ETE.

Após tratamento preliminar, o esgoto é bombeado para um tanque pulmão e distribuído por gravidade aos reatores. O fluxograma de funcionamento da ETE encontra-se na Figura 4.4.

Figura 4.2. Foto do sistema experimental – reatores UASB (vista superior)

Figura 4.3. Tratamento preliminar: (a) visão geral - caixa de entrada do esgoto, peneiramento e caixa de areia; (b) medidor de vazão – calha parshall

Figura 4.4. Fluxograma simplificado do sistema experimental - ETE

4.2. Características dos reatores UASB

Os reatores UASB foram projetados de acordo com os preceitos de Lettinga⁸ et al. (1980) apud Passig (2005) As principais dimensões dos reatores UASB utilizados na presente pesquisa são apresentados na Tabela 4.1. A Figura 4.5 representa o corte esquemático do reator anaeróbio.

Tabela 4.1 - Dimensões dos reatores UASB utilizados na pesquisa

	UASB
Base do reator (m ²)	4,0
Altura útil do reator (m)	4,7
Volume total (m ³)	20,0
Volume útil (m ³)	18,8

⁸ LETTINGA, G., van HELSEN, A. F. M., HOBMA, S.W., de ZEEW, W., KAPWIJK, A. (1980). Use of the Up-flow Sludge Blanket (USB) concept for biological waste water treatment, specially for anaerobic treatment. Biotechnology Bioengineering, v.22, p. 699-734.

Figura 4.5. Corte esquemático do reator UASB
Fonte: Passig (2005)

O sistema de distribuição de efluente localizado na base interna do reator possui quatro (4) saídas. Todas as saídas são direcionadas para o fundo do reator, com intuito de promover boa distribuição do esgoto em toda a área da base do reator e por toda a manta de lodo.

Para coletas de amostras que permitiam a caracterização da manta de lodo ao longo da altura do reator, foram instaladas estruturas para a coleta conforme a Tabela 4.2. As Figura 4.6, 4.7 e 4.8 ilustram os pontos de coleta no reator biológico.

Tabela 4.2 - Posicionamento dos pontos de amostragem dos reatores

Pontos de coleta	Posicionamento	Local de coleta
AFL	Afluente do reator	Vertedor de entrada
P0	Fundo do reator	Registro de esfera
P1	1,4m do fundo do reator	Registro de esfera
P2	2,0m do fundo do reator	Registro de esfera
P3	2,8m do fundo do reator	Registro de esfera
EFL	4,7m do fundo do reator	Caixa do efluente do reator

Figura 4.6. Ponto de coleta do afluente – caixa de chegada do afluente, vertedor (coleta) e caixa de entrada do afluente no reator (tubulação de descida)

Figura 4.7. Ponto de coleta do efluente – tubulação e caixa de saída

Figura 4.8. Pontos de coleta de amostras da manta do lodo - registros das diferentes alturas (P0 = fundo do reator, P1 = 1,4 m, P2 = 2,0 m e P3 = 2,8 m)

Antes de iniciar o experimento o funcionamento do UASB II foi interrompido e o reator foi submetido a limpeza e descarte de lodo. O UASB I encontrava-se sem efluente sendo realizada apenas manutenção preventiva no reator. A partida dos reatores ocorreu sem inoculação, utilizando-se apenas a aplicação de uma vazão de esgoto sanitário de $2,35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, controlada na tentativa de ser a mesma durante toda a pesquisa. Para estas condições, o tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 8 horas e a velocidade ascensional de $0,6 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$.

As vazões de entrada dos reatores UASB I e II eram controladas por meio de uma válvula de globo localizada na tubulação de entrada (25mm). A medição da vazão afluyente aos reatores era através da verificação da altura da lâmina líquida, utilizando uma régua graduada instalada na caixa de entrada do afluyente. Para confirmar a vazão utilizada na pesquisa ($2,35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), o esgoto sanitário devia encontrar-se à altura de 0,06 m (medida a partir do bico do vertedor), conforme cálculo obtido pela eq. (1), retirada do trabalho de Porto (2004), referente à vazão de um vertedor triangular de parede fina:

$$Q = \frac{8}{15} Cd \sqrt{2gt} g(\alpha/2) h^{\frac{5}{2}} \quad (1)$$

Onde,

Cd: coeficiente de vazão;

g: aceleração da gravidade;

α : ângulo de abertura do vertedor ($\alpha = 56^\circ$);

h: altura da lâmina líquida.

4.3. Descarga do lodo séptico na ETE – operação do sistema

Foram efetuadas 3 campanhas de coleta de lodo de tanque séptico com auxílio de caminhões limpa-fossas para recolhimento do lodo das fossas previamente selecionadas. Dessa forma era facilitada a programação e também o acesso a tanques/fossas sépticas previamente escolhidas.

O lodo usado nos ensaios era descarregado pelos caminhões limpa-fossas em um reservatório de poliéster reforçado com fibra de vidro e capacidade de 15m³ (diâmetro de fundo, diâmetro superior e altura iguais a 2,50m, 2,95m e 2,59m, respectivamente). O mangote do caminhão limpa-fossa é inserido em uma abertura existente na tampa do reservatório, por onde o lodo é descartado. Há um piezômetro instalado na lateral do reservatório que permite saber a que altura se encontra o lodo e, conseqüentemente, seu volume. Existem também coletores de lodo ao longo da altura do reservatório. A Figura 4.9 mostra o reservatório utilizado na pesquisa, o piezômetro instalado e no detalhe os pontos de coleta. Já a Figura 4.10 ilustra o descarte de lodo feito pela empresa contratada em um dos ensaios.

Figura 4.9. Foto ilustrativa do reservatório de lodo

Figura 4.10. Descarga de lodo no reservatório

Do reservatório, o lodo séptico era bombeado até uma unidade (calha) destinada a coleta de amostras e medição de vazão de descarte no reator UASB. Cabe aqui ressaltar que não houve agitação do lodo, ou seja, o lodo não foi homogeneizado antes da descarga no reator. A bomba utilizada na alimentação dos reatores com lodo é do tipo centrífuga, auto-escorvante, com potência de 7,5 kW e estava ligada a um inversor de frequência que mantinha a rotação a 1750 rpm. Depois de passar pela calha, o lodo é lançado na forma de

um único pulso, na caixa de entrada em apenas um dos reatores UASB (reator II). O outro reator serviu apenas como controle, ou seja, seu funcionamento foi parâmetro de comparação no estudo das alterações provocadas pela adição do lodo séptico.

A Figura 4.11 exemplifica o funcionamento do tratamento integrado de esgoto sanitário e lodo séptico.

Figura 4.11. Fluxograma do tratamento integrado de esgoto sanitário e lodo séptico

Foram estabelecidos três volumes de lançamento de lodo para o estudo do impacto no reator UASB: 1m^3 , 3m^3 e 5m^3 . Para todos os ensaios a vazão média de entrada de lodo no reator era de $5,24\text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, enquanto que a vazão de esgoto afluyente era de $2,35\text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Ambas as vazões podiam ser acompanhadas através da leitura da altura da lâmina líquida: no reator pelo vertedor de entrada e na calha junto ao medidor de vazão (especificado no item seguinte). Foi tomado o cuidado de marcar o tempo de descarga, previamente calculado em função do volume e da vazão de cada ensaio.

Durante o tempo de descarte foram coletadas três amostras de lodo séptico em recipientes diferentes de 1 litro cada, porém, para caracterização, optou-se pela análise de uma amostra composta (3 litros). Além disso, para que se obtivesse a resposta do reator aos acréscimos de matéria orgânica e de sólidos, principalmente, após cada descarte de lodo foi realizado monitoramento temporal com coletas de amostras do afluente e dos efluentes dos reatores. Essas coletas eram realizadas de 2 em 2 horas pelo período de 24 horas. Ao final de cada ensaio foram realizadas coletas de amostras em diferentes alturas do leito do lodo dos reatores para estudo das alterações sofridas a cada campanha de descarte de lodo.

4.4. Dispositivo para coleta de amostras de lodo - calha

Nas Figura 4.12 e 4.13 estão representados os detalhes da instalação que possibilitou a obtenção de amostras representativas de lodo séptico.

A tubulação que liga o reservatório à unidade foi ligada ao tubo guia da caixa de chegada. O lodo séptico, após passar pela peneira com aberturas de 2,0 cm, percorre o canal que leva até a calha Parshall, sendo possível então, medir a vazão. Caso ocorra acúmulo excessivo de material na peneira, pode-se abrir a comporta lateral e remover, manualmente, o resíduo.

O lodo, depois da peneira, é direcionado a uma pequena abertura central que liga o compartimento da peneira com o canal que conduz o lodo até a calha Parshall. É nesse ponto de grande turbulência que se encontra a extremidade da tubulação de coleta de amostras.

A calha Parshall possui garganta $W = 7,6$ cm, oferecendo boas condições de medição de vazão, com erro de cerca de 5%. A equação que relaciona a lâmina líquida H (m) com a vazão Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) é expressa na equação (2).

$$Q = 0,1765.H^{1,547} \quad (2)$$

A calha Parshall e o canal de montante e jusante foram concebidos de acordo com o padrão CETESB. Para o caso dessa unidade projetada, a faixa de vazão operacional é de $0,7 \text{ L.s}^{-1}$ até $21,0 \text{ L.s}^{-1}$.

Há ainda um visor lateral junto a uma régua graduada que permite a leitura de valores da lâmina líquida. As Figura 4.12 e 4.13 apresentam a vista superior e o corte longitudinal da unidade e seus detalhes.

Figura 4.12. Vista superior do dispositivo para coleta de amostras de lodo

Figura 4.13. Corte longitudinal do dispositivo para coleta de amostras de lodo

Figura 4.14. Dispositivo para coleta de amostras e medidor de vazão. (a) Vista lateral – geral; (b) peneira; (c) caixa de saída; (d) régua graduada; (e) canal e calha Parshall

4.5. Análises e exames

4.5.1. Caracterização do lodo dos tanques/fossas sépticas

Amostras compostas do material coletado na calha, na ocasião de sua descarga, foram analisadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP. As análises foram efetuadas para todos os ensaios realizados na presente pesquisa. O lodo séptico pôde ser analisado como efluente e, os ensaios e determinações baseados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th* (2005), são apresentados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Análises de caracterização do lodo séptico

Variáveis	Unidade	Método	nº Método	Referência
pH		Eletrométrico	4500-H ⁺ B	APHA, 2005
Alcalinidade	(mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	2320 B	APHA, 2005
DQO	(mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	APHA, 2005
DBO	(mg.L ⁻¹)		5210 B	APHA, 2005
NTK	(mgN.L ⁻¹)	Titulométrico	4500-Norg B	APHA, 2005
N - amon	(mgN.L ⁻¹)	Titulométrico	4500-NH ₃ C	APHA, 2005
P-PO ₄ ⁻³	(mgP.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500-P E	
Série de sólidos	(mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 B e D	APHA, 2005
Sólidos sedimentáveis	(ml.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 F	APHA, 2005
Cloretos	(mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Tiocianato de Mercúrio	
Metais	(mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	3111 B	APHA, 2005
Coliformes totais e fecais	(UFC.100ml ⁻¹)	Filtração	9222 D e C	APHA, 2005

* Solúveis em hexano

** Adaptado de Zall et al. Analytical Chemistry, 28 (11) (1065)

4.5.2. Monitoramento da ETE

Para que fossem alcançados os objetivos propostos, a avaliação dos desempenhos dos reatores UASB foi dividida em duas etapas:

ETAPA I: esta fase compreendeu o início de operação dos reatores UASB e o acompanhamento dos mesmos até que apresentassem remoção de matéria orgânica aproximadamente constante ao longo dos dias.

O acompanhamento operacional dos reatores foi realizado por determinações físico-químicas de amostras do afluente e efluente. As coletas eram realizadas sempre às 8 horas da manhã para determinação das concentrações dos seguintes parâmetros: DQO de amostras brutas e filtradas, série de sólidos, pH, alcalinidade e ácidos voláteis.

Foram também realizados dois monitoramentos temporais: o primeiro de acompanhamento da vazão e caracterização do esgoto afluente e o segundo, de acompanhamento do desempenho dos reatores (afluente e efluente). Ambos tiveram a duração de 24 horas com coletas de 2 em 2 horas. Para os monitoramentos, somavam-se às determinações comuns as análises de DBO, nitrogênio total e amoniacal e fosfato.

ETAPA II: desta fase, fez parte os ensaios de lançamento de lodo séptico no reator UASB II.

Foram realizados os descartes de lodo de tanques/fossas sépticas no reator UASB II, como antes descrito, e o acompanhamento dos dois reatores UASB a fim de compará-los. O acompanhamento foi realizado por meio de monitoramentos temporais, com coleta do afluente e dos efluentes I e II a cada duas horas. Em laboratório foram realizadas as seguintes análises: DQO de amostras brutas e filtradas, série de sólidos, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, DBO, nitrogênio total e amoniacal e fósforo.

Ao final de cada ensaio de descarga de lodo séptico foram realizadas coletas de amostras de lodo ao longo da altura dos reatores para que fossem verificadas alterações quanto à concentração de sólidos.

A Tabela 4.4 apresenta as análises, os métodos, suas respectivas referências e os pontos de coleta de amostras realizadas nas etapas I e II do monitoramento dos reatores UASB.

Tabela 4.4 - Resumo das parâmetros físico-químicos e pontos de amostragem

Variáveis	Ponto de Amostragem	Unidade	Método	nº Método	Referência
pH	Afl./Efl.		Eletrométrico	4500-H ⁺ B	APHA, 2005
Alcalinidade	Afl./Efl	(mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	2320 B	APHA, 2005
DQO	Afl./Efl	(mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	APHA, 2005
DBO	Afl./Efl	(mg.L ⁻¹)		5210 B	APHA, 2005
Ácidos voláteis	Afl./Efl	(mg.L ⁻¹)	Titulométrico	Dilallo	
NTK	Afl./Efl	(mgN.L ⁻¹)	Titulométrico	4500-Norg B	APHA, 2005
N-amon	Afl./Efl	(mgN.L ⁻¹)	Titulométrico	4500-NH ₃ C	APHA, 2005
P-PO ₄ ⁻³	Afl./Efl	(mgP.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500-P E	
Série de sólidos	Afl./Efl	(mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 B e D	APHA, 2005

** Adaptado de Zall et al. Analytical Chemistry, 28 (11) (1065)

4.6. Problemas encontrados na operação do sistema e soluções adotadas

Antes de dar partida nos reatores UASB foi necessário limpar os reatores. O reator I estava vazio, porém com sobras do material suporte no fundo do reator utilizado no experimento anterior (eucalipto cortado). O reator II encontrava-se em funcionamento e nele havia cerca de 2,0 m³ de PVC corrugado que funcionava como material suporte na parte superior. Para a limpeza foi preciso contratar empresa para que fosse retirado esse material, para só depois esvaziá-lo para limpeza. A Figura 4.15 mostra a situação do reator UASB II antes da limpeza.

Conforme já havia citado Passig (2005), alguns problemas foram detectados, necessitando, assim, de manutenção enquanto já funcionavam os reatores, prejudicando a

operação dos mesmos. Os problemas foram: dificuldade em manter a vazão afluyente constante, desnível das calhas coletoras de efluente, limpeza do sistema de gradeamento, caixa de areia e poço de sucção.

Figura 4.15. Reator UASB II com material suporte e lodo

Quanto ao problema do ajuste e manutenção da vazão, foram instaladas réguas de alumínio na parede da primeira caixa de entrada do afluyente, pelas quais era possível fazer com maior facilidade a leitura da lâmina líquida no vertedor. Para manter o TDH de 8 horas, o sistema deveria ter vazão afluyente média igual a $2,35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, o que correspondia a uma altura de 6 cm. No entanto, ficava difícil manter esse valor constante, pois a vazão era controlada por meio de um registro de globo que estava sujeito a entupimentos, prejudicando a entrada do esgoto. Para a desobstrução da tubulação de entrada de 1", que é uma derivação da tubulação de 4", abria-se e fechava-se rapidamente a válvula borboleta (de 4"), provocando golpe de Aríete. A Figura 4.16 mostra o posicionamento da régua de leitura.

O desnível das calhas de coleta do efluente causava acúmulo de "nata de lodo" na superfície dos reatores, provocando caminhos preferenciais no escoamento do efluente. A

solução encontrada para melhorar a coleta do efluente foi fazer pequenos vertedores nas calhas, ao longo de todo seu comprimento. Esses vertedores foram construídos em chapas de aço inox e instalados junto às paredes das calhas (de mesmo comprimento), fixados por roscas borboletas. O sistema instalado permite ainda regular a altura dessas chapas conforme o nível requerido. Para esse trabalho foi necessário o esvaziamento parcial dos reatores e, conseqüente parada do sistema.

Figura 4.16. Régua de leitura da lâmina líquida do esgoto afluyente

As Figuras 4.17, 4.18 e 4.19 ilustram a situação dos reatores antes e depois da instalação dos vertedores e os vertedores em detalhe.

Figura 4.17. Lodo acumulado devido ao desnível das calhas coletoras de efluente

Figura 4.18. Situação dos reatores depois da instalação dos vertedores nas canaletas

Figura 4.19. Detalhe dos vertedores nas canaletas

Outro problema freqüente no início de funcionamento do sistema foi em relação a bomba da elevatória de esgoto. Falhas no seu funcionamento, problemas com o inversor do sistema, acúmulo de resíduos na bóia do poço são exemplos das dificuldades enfrentadas.

Esses problemas, entre outros, colaboraram para que fosse prejudicada, chegando os reatores a ficar sem receber esgoto, cessando a continuidade do tratamento. O reinício da operação ocorreu várias vezes de forma brusca, o que pôde ter ocasionado sobrecarga no sistema ou ainda “lavagem” do lodo biológico.

O principal problema enfrentado no tratamento preliminar foi com relação ao gradeamento. O resíduo alimentar do restaurante universitário é triturado e lançado na rede de esgoto que chega à ETE. Esse resíduo ficava retido em sua maioria na grade e na caixa de areia. A limpeza da grade deveria ser feita ao menos duas vezes por dia (após os horários de refeição) de forma manual, com a utilização de um rastelo. Quanto à caixa de areia, era necessária a solicitação de empresa responsável por esse tipo de serviço, feito por sucção. Esses procedimentos eram realizados pelos alunos de Iniciação Científica,

Mestrado, Doutorado que faziam uso da ETE em suas pesquisas. Mais tarde, a grade foi substituída por uma peneira rotativa que melhorou as condições operacionais, mas que por motivos de má instalação teve que ser recolocada. A Figura 4.20 ilustra a grade antes utilizada e a peneira rotativa agora em uso.

As interrupções no funcionamento e o tempo dispensado para solucionar os problemas muitas vezes prejudicaram o monitoramento dos reatores. Vale ressaltar que esses são problemas comuns em estações de tratamento em escala real, no entanto, a ausência de técnicos responsáveis pelo monitoramento vem causar prejuízos maiores ao sistema.

Figura 4.20. Tratamento preliminar – separação de sólidos grosseiros: (A) grade; (B) peneira rotativa – vista lateral; (C) peneira rotativa – vista frontal

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do esgoto sanitário que chega na ETE USP

Por meio dos monitoramentos temporais realizados durante a pesquisa foi possível realizar a caracterização do esgoto sanitário que alimenta a ETE. A bacia de esgotamento sanitário recebe contribuições dos laboratórios da universidade, dos banheiros dos departamentos e salas de aula, do restaurante universitário, do comércio e de indústrias próximos ao Campus. O esgoto estudado corresponde ao afluente dos reatores após passar pelo tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e tanque pulmão), coletado na caixa de entrada (vertedor) dos UASB.

Durante a operação dos reatores foram feitas 5 campanhas de amostragem em monitoramentos temporais, com coletas a cada duas horas no período de um dia. As amostragens foram realizadas durante a semana, todas no período de aula (meses de novembro, dezembro, março, maio, junho).

Para caracterizar o esgoto sanitário foram analisados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade total, ácidos voláteis, DQO de amostras brutas e filtradas, DBO, sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal (N-amon) e fósforo ($P-PO_4^{-3}$).

Na Figura 5.1 são representadas sob a forma de curvas os parâmetros de monitoramento do esgoto sanitário. Os valores são referentes às médias horárias (em função da hora do dia) obtidas por meio das 5 campanhas de amostragem. Na Tabela 5.1 estão dispostos os valores médios, máximos, mínimos e o desvio padrão dos principais parâmetros analisados para caracterizar o esgoto sanitário afluente aos reatores UASB.

Estes dados foram obtidos entre as médias de cada dia de monitoramento, calculadas a partir dos valores horários de um total de 12 amostras.

Tabela 5.1 - Caracterização do esgoto sanitário afluyente aos reatores

Parâmetro	Unidade	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
pH		6,3	6,6	6,4	0,14
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	143	209	166	29
DQO bruta	mg/L	480	790	596	149
DQO filtrada	mg/L	223	282	260	25
DBO	mg/L	253	502	397	118
ST	mg/L	527	773	674	129
STV	mg/L	328	629	436	120
STF	mg/L	143	365	238	84
SST	mg/L	135	268	177	10
SSV	mg/L	101	271	160	67
SSF	mg/L	12	34	23	9
NTK	mgN/L	35	76	53	17
N - amon	mgN/L	26	52	39	11
Fósforo	mgP/L	4,1	6,9	5,4	1,3
Ácidos voláteis	mg/L	13	57	30	17

Os valores de DQO e DBO sugerem que o esgoto possui características que o coloca na faixa entre “médio” e forte; no entanto, avaliando os valores das concentrações de sólidos, o esgoto pode ser classificado como “fraco” e “médio”, porém deve-se ressaltar que se trata do afluyente aos reatores que já passou pelo tratamento preliminar, como já constatado por Passig (2005).

Analisando os resultados de caracterização e comparando-os com os obtidos por Mendonça (1999) e Passig (2005) pode-se observar que há discordâncias, provavelmente referente às diferenças de procedimentos de análise e às mudanças na composição do esgoto estudado. Os valores médios observados encontram-se, em sua maioria, dentro dos intervalos de variação apresentados pela literatura. Normalmente, os picos observados encontram-se entre as 11 e 20 horas, que corresponde ao período de maior lançamento de resíduos alimentares na rede de esgoto por parte do restaurante universitário. Contudo, é no horário das 20 horas que ocorrem as maiores variações.

Figura 5.1. Caracterização do esgoto sanitário afluente aos reatores UASB (a) pH, (b) alcalinidade, (c) DQO_{bruta}, (d) DQO_{filtrada}, (e) sólidos totais (ST), (f) sólidos suspensos (SST), (g) nitrogênio total (NTK), (h) nitrogênio amoniacal (N-amon), (i) fósforo (P-PO₄⁻³) e (j) ácidos voláteis

No mês de abril de 2008 a grade do tratamento primário foi substituída pela peneira rotativa, proporcionando melhor retenção dos sólidos. Depois de um mês a peneira foi retirada do sistema para manutenção e instalação mais adequada. Enquanto isso, a grade foi recolocada. Tal fato prejudicou significativamente a retenção de sólidos: era elevada a quantidade de sólidos que chegava aos reatores vindos com o esgoto afluyente, o que provocava obstruções em tubulações. Além disso, o próprio esgoto afluyente passou a apresentar características mais fortes, principalmente quanto à DQO. Somente no mês de junho a peneira foi recolocada, melhorando assim a separação dos sólidos grosseiros.

5.2. UASB – Partida e operação

A princípio os reatores deveriam ser inoculados com lodo anaeróbio adaptado de outro sistema para minimizar o tempo gasto com a fase de partida. No entanto a operação dos reatores teve início em setembro de 2007 utilizando-se apenas esgoto sanitário com ocupação do volume total dos reatores (18,8 m³). No decorrer do funcionamento, com o surgimento dos problemas antes citados, a possibilidade de inoculação foi abandonada.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) médio estipulado na pesquisa foi de 8 horas, segundo a faixa de variação apresentada por Chernicharo (1997). Essa condição inicial proporcionou vazão e velocidade ascensional médias de 2,35 m³.L⁻¹ e 0,6 m.h⁻¹, respectivamente.

O sistema foi operado por 297 dias, correspondente a 42 semanas. A Etapa I, que compreende a partida e o acompanhamento da operação dos reatores, teve duração de aproximadamente 168 dias, o equivalente a 24 semanas de operação. Nesse período apenas um monitoramento temporal foi realizado (12^a semana) sem adição de lodo séptico para comparar o desempenho dos reatores ao longo do dia e posteriormente com a

descarga de lodo. Já a Etapa II, que corresponde ao período de avaliação do impacto do lançamento de lodo séptico no reator UASB II, durou cerca de 129 dias. Nesse prazo foram levantados três monitoramentos temporais com lançamento de diferentes volumes de lodo (ensaios realizados nas semanas 25; 34 e 40). Após cada ensaio deu-se continuidade ao monitoramento dos reatores com o intuito de detectar possíveis alterações no desempenho do reator UASB I, podendo compará-lo ao reator UASB II.

Foram três os períodos durante o desenvolvimento da pesquisa nos quais não foi possível monitorar os reatores. No primeiro (que compreende o intervalo entre a 5ª e a 10ª semana) aconteceu o primeiro monitoramento temporal para caracterização do esgoto sanitário afluente e estudo da variação da vazão ao longo de um dia (total de 12 amostras). Após esse primeiro monitoramento foi necessária a interrupção dos reatores para que fossem instalados os vertedores nas calhas coletoras de efluente, na tentativa de solucionar o problema de acúmulo de lodo na superfície. A entrada de esgoto foi cessada (os registros foram fechados) permitindo o esvaziamento dos reatores e, conseqüentemente, o posicionamento dos vertedores.

Na 12ª semana foi realizado o segundo monitoramento temporal; neste foram coletadas amostras do afluente e do efluente para estudo do desempenho dos reatores UASB I e II no decorrer de 24 horas, totalizando 36 amostras.

Da 26ª a 31ª semanas, o acompanhamento foi mais uma vez interrompido em função de mais um monitoramento temporal (25ª semana). Este foi o primeiro estudo referente à resposta devido ao acréscimo de lodo séptico (1 m³) no reator UASB II. Foram coletadas 36 amostras de afluente e efluentes I e II, além de 8 amostras de lodo (leito dos reatores),

As análises utilizadas no monitoramento da operação dos UASB eram realizadas em laboratório depois de finalizadas as amostragens do esgoto afluente e efluente aos

reatores. Inicialmente eram efetuadas as análises de pH, alcalinidade, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal, cujos prazos de preservação são limitados (menores que 24 horas, exceto a DQO) e, posteriormente, eram realizadas as demais análises (nitrogênio total, fosfato e série de sólidos). As amostras eram preservadas em frascos de polietileno e refrigeradas a 4°C.

Durante a Etapa II foi possível contar com a colaboração das técnicas do Laboratório de Saneamento, Juliana e Natália, para a execução das análises necessárias ao estudo das alterações provocadas pela descarga de lodo séptico no reator anaeróbio.

As semanas destacadas nas figuras que ilustram o acompanhamento realizado nos reatores UASB (traço vertical vermelho) referem-se aos monitoramentos promovidos durante a realização da pesquisa. Trata-se das semanas 12; 25; 34 e 40 correspondentes aos ensaios sem adição de lodo e com adição de 1 m³, 3 m³ e 5 m³, respectivamente. Cabe aqui ressaltar que apenas as amostras do efluente do reator UASB II, coletadas nas semanas 34 e 40, possuíam alterações qualitativas provocadas pela adição de lodo séptico em dia anterior à coleta. Essas coletas foram realizadas no decorrer do monitoramento temporal, mais precisamente 18 horas depois do lançamento do lodo. Portanto, os resultados obtidos não correspondem ao funcionamento “usual” do reator.

O pH observado nos reatores esteve dentro da faixa aceitável para sistemas anaeróbios. Os valores não sofreram grandes variações ao longo do experimento, como pode ser observado na Figura 5.2. O pH do afluente variou de 6,2 a 7,2, enquanto que no UASB I variou de 6,3 a 7,2 e no UASB II de 6,3 a 7,0. O pH médio foi igual a $6,7 \pm 0,2$ tanto para o afluente quanto para o efluente dos dois reatores UASB.

Figura 5.2. Variação do pH durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

Houve geração de alcalinidade nos reatores, evidenciando a capacidade de tamponamento do sistema biológico. O valor médio de alcalinidade total no afluente ($118 \pm 36 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$) foi inferior ao valor obtido para o efluente do UASB I ($176 \pm 57 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$) e para o efluente do UASB II ($191 \pm 62 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$). Isso sugere que a produção de ácidos pela degradação anaeróbia não afetou o sistema biológico, ou seja, suas concentrações foram inferiores ao limite de inibição, permitindo a ocorrência da metanogênese.

Quanto aos ácidos voláteis, houve remoção desses compostos apenas no reator UASB II, indicando uma possível estabilidade no processo da digestão anaeróbia. Nesse caso, os valores médios das concentrações de entrada foi igual a $25 \pm 11 \text{ mg.L}^{-1}$ e as concentrações de saída dos reatores UASB I e II mantiveram-se na faixa de $28 \pm 22 \text{ mg.L}^{-1}$ e $17 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. No caso do UASB I, o valor médio da concentração de ácidos voláteis pode indicar um desequilíbrio sofrido pelo reator no final do experimento, mais precisamente a partir da 32ª semana.

As Figura 5.3 e 5.4 representam as variações da alcalinidade total e dos ácidos voláteis no afluente e efluente ao longo da operação dos reatores.

Figura 5.3. Variação da alcalinidade total durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

Figura 5.4. Variação dos ácidos voláteis durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

Dados da DQO bruta revelam que a concentração média do efluente do reator UASB I foi de $210 \pm 114 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que a do reator UASB II foi de $140 \pm 62 \text{ mg.L}^{-1}$, valores ainda altos para sistemas anaeróbios. Para a DQO filtrada, as concentrações dos efluentes dos reatores ficaram na faixa de $112 \pm 105 \text{ mg.L}^{-1}$ e $52 \pm 42 \text{ mg.L}^{-1}$ para o UASB I e o UASB II, respectivamente. Nas Figura 5.5 e 5.6 são observadas significativas variações nos valores de DQO, tanto do esgoto sanitário afluente como dos efluentes dos reatores.

A queda dos valores das concentrações de DQO entre a 20ª e a 23ª semana, principalmente no afluente, explica-se por ser esse o período no qual o restaurante universitário não funcionou (férias), portanto, não houve descarte de resíduos alimentares na rede. Com isso, não há incremento de matéria orgânica no esgoto sanitário e, portanto queda na concentração de DQO, que atinge valores em torno de 100 mg.L^{-1} . Para baixas concentrações de matéria orgânica, alguns reatores anaeróbios não apresentam bom desempenho, com reduzidos valores de eficiência.

A DQO média afluente durante a Etapa I apresentou valor igual a 366 mg.L^{-1} . Para vazão média de $56,4 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ e TDH de 8 horas esse resultado corresponde a aplicação de carga orgânica média de $20,6 \text{ kgDQO.d}^{-1}$ e taxa de aplicação volumétrica média de $1,1 \text{ kgDQO.m}^3.\text{d}^{-1}$.

Figura 5.5. Variação da DQO bruta durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

Figura 5.6. Variação da DQO filtrada durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

Durante a operação dos reatores, o UASB II mostrou melhor desempenho se comparado ao UASB I. Isso pode ser devido ao fato de que o UASB II encontrava-se em funcionamento no início do experimento (antes da limpeza e partida), sendo possível ter permanecido resquícios de atividade biológica no seu interior.

Na Tabela 5.2 são apresentados os valores médios de eficiência de remoção de DQO obtidos na operação dos reatores (total de 11 amostras). Para obtenção da eficiência global de remoção de DQO nos reatores UASB foram descartados os resultados referentes a três períodos de monitoramento: as 4 primeiras semanas (fase de partida que corresponde ao início da adaptação do tratamento anaeróbio), ao período de férias (quando o esgoto afluente apresenta baixas concentrações de DQO) e aos ensaios promovidos nas semanas 34 e 40 (houve alteração nas concentrações dos parâmetros analisados em função da adição de lodo séptico). O reator UASB I apresentou eficiência média de 49% na remoção de DQO enquanto o reator UASB II atingiu 65%.

Tabela 5.2 - Eficiência de remoção de DQO nos reatores UASB

Semana de operação	DQO (mg.L ⁻¹)			Eficiência de remoção (%)	
	Afluente	Efluente UASB I	Efluente UASB II	UASB I	UASB II
11	356	168	142	53	60
12	370	156	108	58	71
19	522	154	152	70	71
20	358	91	135	75	62
24	456	118	120	74	74
25	366	106	58	71	84
32	256	378	234	-48	9
33	398	208	133	48	67
37	397	197	117	50	71
39	483	284	110	41	77
42	764	393	200	49	74

A partir da 32ª semana o reator UASB I passou a apresentar queda no desempenho. A tubulação de descida do afluente estava obstruída, o que causou elevação do nível da caixa de entrada. Tal fato dificultou a entrada de esgoto no reator, implicando em danos também à saída e à coleta do efluente. Foi necessário descartar lodo do fundo do reator para desobstrução da tubulação, normalizando assim seu funcionamento. Com isso, boa parte da biomassa ativa foi descartada, prejudicando ainda mais seu desempenho.

A presença de grande quantidade de sólidos no afluente tornou-se um agravante ao bom funcionamento dos reatores, principalmente do UASB I. Com a ineficiência do tratamento preliminar era possível detectar a presença de materiais plásticos e de resíduos alimentares na caixa de entrada dos reatores. Tais materiais provocavam o entupimento das tubulações de alimentação, cessando a entrada de esgoto sanitário no sistema e, consequentemente, interrompendo o tratamento.

O reator UASB I foi o que sofreu maior prejuízo devido às alterações na composição do esgoto sanitário. A disposição das tubulações de entrada foi um fator prejudicial à manutenção da vazão de entrada em função da quantidade de sólidos carregados junto ao esgoto afluente, provocando entupimentos.

Muitos foram os dias nos quais não foi possível realizar coleta de amostras em função da paralisação do sistema. Era necessário provocar o golpe de Aríete para desentupir as tubulações e permitir novamente a entrada de esgoto. O “reinício” do funcionamento de forma brusca e sua não continuidade podem acarretar consequências negativas como a “lavagem” da manta do lodo, com perda de sólidos pelo reator.

De maneira geral, a remoção de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) mostrou-se baixa nos reatores UASB. O valor médio de ST e SST no afluente foi igual a $512 \pm 247 \text{ mg.L}^{-1}$ e $172 \pm 150 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Os valores das concentrações médias de ST do reator UASB I ficaram na faixa de $358 \pm 204 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto os SST mantiveram valores de $58 \pm 39 \text{ mg.L}^{-1}$. As concentrações de ST e SST no reator UASB II, que apresentou desempenho pouco melhor que o reator UASB I, mantiveram-se na faixa de $294 \pm 100 \text{ mg.L}^{-1}$ e $54 \pm 53 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

Nas Figuras 5.7 e 5.8 podem ser observadas as variações na concentração de sólidos totais (ST) e suspensos totais (SST) observadas no afluente e no efluente dos reatores UASB durante o monitoramento de seus desempenhos ao longo da pesquisa. A remoção média de sólidos totais foi de 36% no reator UASB I e 37% no reator UASB II. Quanto à remoção de sólidos suspensos totais, o UASB I apresentou eficiência de 67% e o UASB II apresentou 63%.

Figura 5.7. Variação dos sólidos totais durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

Figura 5.8. Variação dos sólidos suspensos totais durante as 42 semanas de operação dos reatores UASB

5.3. Caracterização do lodo séptico

O lodo de tanques/fossas sépticas estudado foi coletado por empresas limpafossas, descarregado no reservatório e só então lançado no reator UASB II. Em cada uma das fases desse processo foi possível realizar amostragem de lodo, no entanto, o objetivo dessa etapa da pesquisa era caracterizar o lodo lançado no reator.

As coletas foram realizadas no ato da descarga do lodo dos tanques/fossas sépticas no reator por meio do registro posicionado na entrada da calha medidora de vazão. Conforme o tempo total de descarga do lodo séptico (previamente estabelecido), três tempos de coleta foram estipulados buscando formar uma amostra composta para análise dos parâmetros de caracterização do lodo.

Três campanhas de coleta foram efetuadas pela empresa contratada para este fim. Houve dificuldade em obter lodo de tanques sépticos “ideais”, ou seja, vedados, que não recebessem infiltração de água pluvial e, principalmente, que recebesse apenas esgoto sanitário. Em duas das três campanhas foi necessária a limpeza de mais de um tanque/fossa para coleta do volume de lodo séptico requerido para os ensaios. Os locais de coleta foram:

- 1ª Campanha: chácara - lodo residencial (aproximadamente 4 pessoas);
- 2ª Campanha: (a) empresa alimentícia – resíduos dos banheiros dos funcionários; (b) chácara – lodo residencial;
- 3ª Campanha: (a) chácara – lodo residencial; (b) fazenda – lodo residencial.

Os lodos descarregados pelo caminhão limpa-fossa possuíam odor forte, cor escura, aspecto variável e materiais grosseiros como britas e areia, entre outros. A Figura 5.9 ilustra os diferentes aspectos de lodos utilizados na pesquisa.

Na realização das análises de caracterização do lodo séptico contou-se com a colaboração da mestranda Nayara Batista Borges. As Tabelas 5.3 e 5.4 apresentam os resultados obtidos na caracterização dos três lodos sépticos analisados. Os lodos 1; 2 e 3 referem-se aos lodos da 1ª, 2ª e 3ª Campanhas, respectivamente.

Figura 5.9. Fotografia de lodos sépticos utilizados na pesquisa. (a) lodo descarregado - 1^a Campanha; (b) lodo no interior do reservatório - 3^a Campanha

Tabela 5.3 - Caracterização do lodo séptico

Parâmetros	Unidade	Valores médios		
		Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3
pH	-	7,6	7,1	7,2
Alcalinidade	(mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	553	196	617
DQO	(mg.L ⁻¹)	1988	1817	4193
ST	(mg.L ⁻¹)	2440	1413	3960
STV	(mg.L ⁻¹)	1502	1057	2478
STF	(mg.L ⁻¹)	938	356	1482
SST	(mg.L ⁻¹)	2250	1280	2790
SSV	(mg.L ⁻¹)	1710	1060	980
SSF	(mg.L ⁻¹)	540	220	1810
S. Sedimentáveis	(ml.L ⁻¹)	38	-	26
NTK	(mgN.L ⁻¹)	226	131	485
N-amon	(mgN.L ⁻¹)	131	-	60
Fósforo	(mgP.L ⁻¹)	24,9	4,5	13,7
Cloretos	(mg.L ⁻¹)	53	96	130
Óleos e graxas	(mg.L ⁻¹)	260	235	-
Coliformes totais	UFC.100ml ⁻¹	-	1,2 x 10 ⁷	4,0 x 10 ⁸
Coliformes fecais	UFC.100ml ⁻¹	-	4,0 x 10 ⁶	2,0 x 10 ⁷

Tabela 5.4 - Caracterização do lodo séptico quanto a concentração de metais

Parâmetro	Unidade	Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3
Zinco	mg.L ⁻¹	2,4	4,2	77,8
Chumbo	mg.L ⁻¹	0,21	0,54	2,28
Cadmo	mg.L ⁻¹	ND	ND	<0,0006
Níquel	mg.L ⁻¹	0,02	ND	0,12
Ferro	mg.L ⁻¹	42,65	37,92	330,16
Manganês	mg.L ⁻¹	0,45	0,26	3,84
Cobre	mg.L ⁻¹	0,94	1,15	50,4
Cromo	mg.L ⁻¹	0,23	0,11	0,08

De acordo com as concentrações de DQO e SSV e com o volume de lodo séptico descarregado no reator UASB II (1 m³, 3 m³ e 5 m³) foi possível estimar a carga orgânica lançada no reator em cada um dos ensaios realizados na Etapa II da pesquisa. Na Tabela 5.5 são apresentados os valores de cargas orgânicas adicionadas ao reator UASB II nos ensaios de descarga de lodo provenientes de tanques/fossas sépticas.

Tabela 5.5 - Cargas orgânicas descarregadas no reator UASB II nos ensaios com lodo séptico.

Parâmetro	Unidade	Ensaio		
		Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3
DQO	kgDQO	2,0	5,5	21,0
SSV	kgSSV	1,7	3,2	4,9

A caracterização dos lodos sépticos revela heterogeneidade na composição dos resíduos sépticos. Os valores dos parâmetros analisados não conduzem a uma relação entre eles; são bastante variáveis, e não se aproximam, em sua grande maioria, da média relatada pela literatura.

As concentrações de DQO mostraram-se muito abaixo do observado na revisão da literatura. Os lodos 1 e 2 apresentaram características que se assemelham às de esgoto tropical, segundo classificação de Montangero et al. (2002) apud Leite, Ingunza e Andreoli (2006). Já o lodo 3 possui características mais próximas a de um lodo séptico de alta estabilidade, porém de baixa concentração devido aos anos de estocagem.

Os valores das concentrações de sólidos no lodo séptico também foram baixas, menores que o esperado. Avaliando especificamente as concentrações de sólidos voláteis verificamos que são maiores que as concentrações de sólidos fixos. A partir dessa observação pode-se inferir que os lodos sépticos analisados na presente pesquisa possuem características orgânicas, o que indica a possível capacidade de degradação anaeróbia.

As baixas concentrações podem indicar mistura do lodo com esgoto bruto recente, possível de ocorrer no ato da coleta. Na operação de sucção pode acontecer a coleta

também do esgoto sobrenadante, diluindo o lodo. O lodo 1 possuía esse aspecto quando descarregado pelo caminhão limpa-fossa.

As grandes diferenças encontradas na caracterização de lodos de tanques/fossas sépticas são decorrentes principalmente das características do afluente e das condições de operação. Ressalte-se que a frequência de limpeza e a mistura nos caminhões limpa-fossas contribuem significativamente para a variabilidade dos resultados.

5.4. UASB – Tratamento combinado de esgoto sanitário e lodo séptico

O tratamento integrado de esgoto sanitário e lodo de tanques sépticos (Etapa II) teve início em março de 2008, aproximadamente seis meses depois de dada partida nos reatores. O estudo foi dividido em três ensaios, com lançamento de volumes diferentes de lodo no reator UASB II:

- 1º Ensaio (10/03/2008): 1 m³ de lodo séptico;
- 2º Ensaio (07/05/2008): 3 m³ de lodo séptico;
- 3º Ensaio (25/06/2008): 5 m³ de lodo séptico.

A adição do lodo séptico ao esgoto bruto afluente se dava na caixa de entrada de esgoto do reator UASB II. A vazão de descarga do lodo era igual a 5,24 m³.h⁻¹, o que resultava na vazão total de entrada (esgoto + lodo) de aproximadamente 7,1 m³.h⁻¹. Esse valor foi “imposto” desde o primeiro ensaio, quando as obras nas instalações experimentais do lodo (reservatório, registro, bomba e tubulação) não estavam concluídas. Foi necessário improvisar reservatório (de 1 m³ no caso), bomba e mangote para descarga do lodo e, em seguida, lançamento no reator. Foi utilizada uma bomba “sapo” (submersível) pela qual não era possível controlar a vazão de lançamento. Assim, acompanhou-se todo o tempo de descarga, que manteve a lâmina d’água a altura média de

4,5 cm. Tal valor corresponde a vazão de $5,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ que foi mantida nos demais ensaios com auxílio do inversor de frequência.

O tempo de descarga variou conforme o volume de lodo requerido nos ensaios. Assim, foram gastos aproximadamente 11 min, 34 min e 57 min nos lançamentos dos de 1 m^3 , 3 m^3 e 5 m^3 , respectivamente. Esses volumes de lodo séptico utilizados nos ensaios correspondem a 5%, 16% e 27% do volume útil do reator UASB.

A Figura 5.10 ilustra o posicionamento da calha junto ao reator UASB II e a descarga de lodo na caixa de entrada.

Figura 5.10. Descarga de lodo: (a) calha medidora da vazão de lodo + reator UASB – vista superior; (b) descarga do lodo séptico; (c) entrada da mistura (lodo séptico e esgoto sanitário) no reator UASB – vertedor

A comparação entre os resultados das possíveis alterações causadas pela descarga dos diferentes volumes de lodo séptico no UASB II (avaliado nos monitoramentos temporais) foi feita entre os ensaios e destes com o monitoramento do desempenho

“usual” do reator. Como um dos objetivos desta Etapa II da pesquisa, o comportamento do reator UASB II deveria ser comparado ao do reator UASB I. Entretanto, a queda do seu desempenho por motivos anteriormente discutidos prejudicou a comparação entre o comportamento dos dois reatores. Do item 5.4.1 ao item 5.4.8 são apresentados os resultados obtidos para os parâmetros de monitoramento dos reatores UASB.

As coletas de amostras do afluente foram realizadas quando já havia sido interrompida a descarga do lodo séptico no UASB II. Portanto, as concentrações observadas no afluente referem-se ao esgoto bruto, pois não sofreram alterações devido à adição do lodo séptico. Apenas as amostras do efluente do reator UASB II possuem interferência das características do lodo séptico. Em cada ensaio foram coletadas 12 amostras do esgoto sanitário afluente e 24 do esgoto efluente (12 de cada reator). Dos resultados das análises foram obtidas curvas que caracterizam o comportamento dos reatores conforme os parâmetros monitorados.

5.4.1. pH

Os valores de pH observados nos ensaios encontram-se próximos da faixa neutra, o que é um indicativo do tratamento anaeróbio. Na Tabela 5.6 são apresentados os valores médios encontrados para cada um dos ensaios realizados.

Tabela 5.6 – Valores médios de pH afluente e efluente observados nos reatores UASB

Ensaio	pH		
	Afluente	Efluente	
		UASB II	UASB I
sem lodo	6,3 ± 0,15	6,5 ± 0,15	6,4 ± 0,15
Vlodo = 1 m ³	6,3 ± 0,23	6,5 ± 0,10	6,4 ± 0,12
Vlodo = 3 m ³	6,3 ± 0,43	6,5 ± 0,12	6,4 ± 0,21
Vlodo = 5 m ³	6,4 ± 0,25	6,5 ± 0,12	6,5 ± 0,09

A Figura 5.11 representa as variações nos valores do pH em cada um dos monitoramentos no decorrer de 24 horas. Observa-se que o pH do reator UASB II não

sofreu alterações significativas com a adição de lodo, ainda que com volumes crescentes. Não houve grandes perturbações e o reator conseguiu manter o equilíbrio. As variações foram baixas entre os ensaios, tanto que não houve mudança nos valores médios encontrados.

O UASB I também não mostrou grandes alterações nos mesmos períodos. Quando se comparam os dois reatores, não são observadas diferenças expressivas nos valores médios de pH e, nem mesmo, na amplitude dos valores ao longo do dia.

5.4.2. Alcalinidade

Os resultados mostrados na Tabela 5.7 indicam tendência de incremento da alcalinidade total média no caso dos dois reatores, porém observa-se que esse aumento foi maior no UASB II. No entanto, nada se pode afirmar sobre sua tendência quanto a integração de lodo séptico ao esgoto sanitário.

Tabela 5.7 - Concentrações médias da alcalinidade total (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB

Ensaio	Alcalinidade (mg.L^{-1})		
	Afluente	Efluente	
		UASB II	UASB I
sem lodo	143 ± 38	230 ± 25	248 ± 52
Vlodo = 1 m^3	150 ± 33	212 ± 46	203 ± 49
Vlodo = 3 m^3	180 ± 78	247 ± 43	195 ± 22
Vlodo = 5 m^3	209 ± 66	244 ± 46	221 ± 36

Na Figura 5.12 pode-se notar que há geração de alcalinidade, principalmente no reator UASB II. Contudo, não foi notada nenhuma alteração significativa após adição de lodo séptico ao tratamento. As amplitudes de variação da alcalinidade nos monitoramentos são semelhantes, exceto no ensaio em foi lançado 3 m^3 de lodo. Neste, ocorreu um pico de concentração de 365 mg.L^{-1} quatro horas depois da descarga de lodo no UASB II, enquanto o UASB I apresentava uma concentração de 190 mg.L^{-1} (valor abaixo da concentração no afluyente, 295 mg.L^{-1}). A alcalinidade sofreu um decréscimo

nos valores analisados após esse período, mas ainda manteve valores maiores que do afluente.

No ensaio com 5 m³ de lodo, a alcalinidade no efluente do reator UASB II esteve bem próxima aos valores encontrados para o afluente até aproximadamente 10 horas depois da descarga. Esse efeito foi também sentido de forma similar no UASB I, porém com resultados mais baixos se comparados ao UASB II.

5.4.3. Ácidos voláteis

As maiores variações nos resultados observados de ácidos voláteis foram observadas no esgoto sanitário bruto. Entretanto, entre os perfis não é notada nenhuma relação entre os valores, apenas percebe-se que normalmente o pico acontece às 20 horas.

Nada se pode afirmar sobre o comportamento dos reatores UASB I e UASB II. Analisando a Figura 5.13 nota-se que o desempenho dos reatores é diferente de ensaio para ensaio, além de distintos entre si. Houve remoção de ácidos voláteis, ocorrendo em maiores dimensão no UASB II que no UASB I, o que sugere a estabilidade do processo anaeróbio.

Os valores médios para o afluente e os efluentes dos reatores UASB são mostrados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Concentrações médias dos ácidos voláteis (mg.L⁻¹) afluente e efluente nos reatores UASB

Ensaio	Ácidos voláteis (mg.L ⁻¹)		
	Afluente	Efluente	
		UASB I	UASB II
sem lodo	23 ± 11	16 ± 3	18 ± 4
Vlodo = 1 m ³	11 ± 3	11 ± 3	11 ± 3
Vlodo = 3 m ³	57 ± 44	19 ± 4	48 ± 15
Vlodo = 5 m ³	34 ± 28	26 ± 10	28 ± 10

Figura 5.11. Comparação entre os resultados de pH para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.12. Comparação entre os resultados de alcalinidade para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.13. Comparação entre os resultados de ácidos voláteis para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

5.4.4. DQO bruta e DQO filtrada

Nas Figura 5.14 e 5.15 estão representadas as curvas das concentrações de DQO bruta afluente e efluente dos monitoramentos temporais estudados.

O que se pode notar no gráfico do ensaio sem adição de lodo da Figura 5.15 é que, apesar das oscilações na concentração de DQO do afluente, o efluente apresenta valores praticamente constantes de aproximadamente 200 mg/L de DQO. Tendo como base este gráfico, foi possível analisar as alterações percebidas nos ensaios com adição de lodo, representadas pelos demais gráficos da mesma Figura.

Com relação ao gráfico do ensaio de 1 m³ de lodo da Figura 5.15, deve-se lembrar que às 8 horas foi lançada no reator uma carga de 2,0 kg de DQO de lodo juntamente com 0,17 kg de DQO de esgoto sanitário para um tempo de descarga de lodo de 11 min. Verifica-se neste gráfico a elevação dos valores da concentração de DQO no efluente do reator II iniciando-se às 14 horas e finalizando às 20 horas, formando a figura A com centro de gravidade ocorrendo às 17 horas aproximadamente. Pode-se supor que esta seja a resposta à carga 11,6 vezes maior que a carga normal de entrada no reator. O centro de gravidade da figura A se encontra a aproximadamente 9 horas depois do lançamento. Cabe aqui ressaltar que o TDH do reator é de 8 h. Por meio da figura A, foi calculada a carga de saída que resultou no valor de aproximadamente 0,42 kg de DQO. Se compararmos com o gráfico do ensaio sem adição de lodo, desconsiderando a concentração do efluente devido à entrada de esgoto sanitário, pode-se inferir que a figura A corresponde à carga do pulso de lodo séptico não suportada pelo reator UASB. Com isso, pode-se verificar que houve remoção de cerca de 79% da carga de DQO do lodo séptico descarregada.

Na curva da Figura 5.15, referente ao ensaio com descarregamento de 3 m³ de lodo, foi também percebida o aumento da concentração de DQO, com formação da figura

B que, da mesma forma, corresponde à saída da carga de lodo lançada. Neste ensaio, a carga de lodo séptico lançada foi equivalente a 5,5 kg de DQO, junto com a do esgoto sanitário que foi igual a 1,0 kg de DQO. A elevação da concentração começou a ser percebida às 16 horas, finalizando às 3 horas. O centro de gravidade da figura B formada encontra-se aproximadamente às 21 horas, cerca de 7 horas após o lançamento do pulso de lodo séptico. O cálculo da carga, que corresponde à figura B formada, resultou no total de 4,0 kg de DQO. Comparando mais uma vez ao gráfico do ensaio sem adição de lodo, pode-se constatar que ocorreu a remoção de 27% da carga de DQO. A carga de DQO aplicada neste ensaio foi 5,5 vezes maior que a carga de esgoto sanitário, correspondente ao tempo de 34 min.

Analisando o gráfico do ensaio com lançamento de 5 m³, percebemos que a resposta do reator UASB apresentou maiores oscilações. A carga de lodo séptico e de esgoto sanitário descarregada neste ensaio foi igual a 21,0 e 1,8 kg de DQO, respectivamente. Para efeito de cálculo, considerou-se a formação das figuras C e D com centro de gravidade às 18 horas às 22 horas, respectivamente. O maior pico de concentração de saída de DQO ocorreu às 22 horas, 8 horas depois do lançamento da carga de lodo. Foi lançada nesse ensaio uma carga 11,6 vezes maior que a carga de esgoto sanitário no tempo de descarga de 57 min. Tomando-se as figuras C e D e calculando-se a carga de saída apenas por elas, obteve-se aproximadamente 5,4 kg de DQO. Portanto, pode-se verificar a remoção de 74% da carga de DQO lançada, se comparado ao gráfico do ensaio sem lançamento de lodo.

Os ensaios com lançamento de 1 m³ e 5 m³ apresentaram resultados semelhantes, com remoção de carga de DQO em torno de 75%. Já no ensaio com lançamento de 3 m³ foi verificada eficiência um pouco aquém dos demais resultados, com remoção de 27% da carga orgânica aplicada. É possível que alguns fatores operacionais, principalmente

quanto as características do esgoto sanitário afluyente, tenham interferido no desempenho do reator UASB II no dia em que foi realizado este ensaio.

Na Tabela 5.9 pode ser observar as concentrações médias de DQO bruta e filtrada dos perfis realizados em cada ensaio.

Tabela 5.9 - Concentrações médias de DQO (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB

Ensaio	DQO bruta (mg.L^{-1})			DQO filtrada (mg.L^{-1})		
	Afluyente	Efluente		Afluyente	Efluente	
		UASB II	UASB I		UASB II	UASB I
sem lodo	492 $\pm$ 38	185 $\pm$ 38	254 $\pm$ 38	274 $\pm$ 88	137 $\pm$ 22	134 $\pm$ 25
$V_{\text{lodo}} = 1 \text{ m}^3$	494 $\pm$ 183	182 $\pm$ 59	231 $\pm$ 86	223 $\pm$ 109	53 $\pm$ 15	61 $\pm$ 26
$V_{\text{lodo}} = 3 \text{ m}^3$	723 $\pm$ 286	259 $\pm$ 109	495 $\pm$ 215	282 $\pm$ 163	98 $\pm$ 39	187 $\pm$ 49
$V_{\text{lodo}} = 5 \text{ m}^3$	790 $\pm$ 286	646 $\pm$ 243	514 $\pm$ 108	275 $\pm$ 104	273 $\pm$ 73	269 $\pm$ 73

5.4.5. DBO

Nos monitoramentos temporais realizados optou-se por quantificar a DBO de apenas metade das amostras do afluyente e dos efluentes dos reatores. Para tanto, foram selecionados os horários críticos segundo a concentração de DQO das amostras.

Com o decorrer do experimento, o reator UASB I apresentou aumento da eficiência de remoção de DBO, exceto para os resultados obtidos no último monitoramento temporal realizado. As eficiências foram iguais a 30%, 43%, 57% e -3% para os ensaios sem adição de lodo, com $V_{\text{lodo}} = 1 \text{ m}^3$, com $V_{\text{lodo}} = 3 \text{ m}^3$, com $V_{\text{lodo}} = 5 \text{ m}^3$, respectivamente. O reator UASB II, ao contrário, mostrou queda de eficiência, apresentando inicialmente 71% de remoção de DBO no ensaio sem lodo e, 65%, 26% e -10% para os ensaios com adição de lodo séptico na ordem crescente de volumes aplicados. Nas Tabelas 5.10 e 5.11 são apresentadas as concentrações de DBO conforme os horários de coleta nos perfis temporais realizados.

Tabela 5.10 - Concentrações médias de DBO (mg.L^{-1}) afluyente e efluente para os ensaios sem lodo e com adição de 1 m^3 de lodo

Hora	DBO (mg.L^{-1})					
	sem lodo			$V = 1 \text{ m}^3$		
	Afluyente	Efluente UASB I	Efluente UASB II	Afluyente	Efluente UASB I	Efluente UASB II
10:00	100	120	52	219	38	20
14:00	395	237	84	384	85	66
18:00	841	289	81	318	228	208
22:00	176	197	88	274	244	77
02:00	440	95	40	172	156	75
06:00	144	109	50	151	75	67

Tabela 5.11 - Concentrações médias de DBO (mg.L^{-1}) afluyente e efluente para os ensaios com adição de 1 e 3 m^3 de lodo

Hora	DBO (mg.L^{-1})					
	$V = 3 \text{ m}^3$			$V = 5 \text{ m}^3$		
	Afluyente	Efluente UASB I	Efluente UASB II	Afluyente	Efluente UASB I	Efluente UASB II
10:00	826	126	261	567	244	436
14:00	553	85	253	769	521	485
18:00	436	278	402	474	546	516
22:00	498	255	296	269	519	613
02:00	282	191	346	430	473	465
06:00	306	137	275	495	445	387

5.4.6. Sólidos

As concentrações médias de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST)

no período de descarga de lodos de tanques sépticos estão apresentadas na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 – Concentrações médias de sólidos totais e sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) afluyente e efluente nos reatores UASB

Ensaio	ST (mg.L^{-1})			SST (mg.L^{-1})		
	Afluyente	Efluente		Afluyente	Efluente	
		UASB II	UASB I		UASB II	UASB I
sem lodo	527 ± 130	371 ± 69	442 ± 64	158 ± 63	54 ± 14	88 ± 26
$V_{\text{lodo}} = 1 \text{ m}^3$	773 ± 286	505 ± 153	496 ± 165	135 ± 68	64 ± 43	82 ± 41
$V_{\text{lodo}} = 3 \text{ m}^3$	633 ± 174	372 ± 58	501 ± 166	182 ± 69	75 ± 30	156 ± 139
$V_{\text{lodo}} = 5 \text{ m}^3$	727 ± 262	653 ± 356	498 ± 59	268 ± 137	146 ± 62	96 ± 20

Por meio das Figura 5.16 e 5.17 pode-se observar que o aumento da entrada de sólidos em função da descarga de lodo séptico não causou forte impacto no

comportamento do reator UASB II, quando comparado aos valores às variações no reator UASB I no mesmo período. Tal fato pode ser percebido nos ensaios com lançamento de 1 m³ e 3 m³ de lodo, quando a variação da concentração de ST e SST em ambos os reatores se assemelham. No ensaio com 1 m³ de lodo, as eficiências médias de remoção de ST e SST foram respectivamente 24% e 49% para o UASB II e 28% e 17% para o UASB I. Com 3 m³ de lodo descarregados, o UASB II apresentou eficiência de remoção de sólidos igual a 36% para ST e a 53% para SST. O UASB I atingiu remoção média de 17% e 10% para ST e SST, respectivamente, sendo este mais um indicativo da piora do seu desempenho.

Porém, foi na descarga de 5 m³ que foram percebidas as maiores perturbações ao funcionamento do reator UASB II. O pior resultado verificou-se às 22 horas com pico de 1759 mg.L⁻¹ de ST e 315 mg.L⁻¹ de SST, coincidindo com o horário de maior concentração de DQO no efluente. A remoção de sólidos foi prejudicada, com queda da qualidade do efluente, obtendo eficiências médias de remoção iguais a -5% para ST e 30% para SST.

5.4.7. Nitrogênio total e amoniacal

Na Tabela 5.13 pode-se verificar que houve aumento das concentrações de nitrogênio total (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-amon) no período de lançamento de lodo séptico tanto no efluente como no afluente dos reatores UASB. As curvas de variação das concentrações desses parâmetros estão representadas nas Figura 5.18 e 5.19.

No geral, o aumento das concentrações de NTK e N-amon foi sentido no efluente dos reatores em aproximadamente 2 horas após a descarga do lodo; exceto quando analisado o N-amon para o ensaio com descarga de 3 m³. Neste caso ocorreu diminuição

da concentração do parâmetro logo após a descarga de lodo, apresentando elevação dos valores apenas 6 horas depois.

Mais uma vez, foi com a adição de 5 m³ de lodo séptico que pode-se observar variações representativas na resposta do reator UASB II, com maiores oscilações dos valores e picos de saída. Nos gráficos das Figuras 5.18 e 5.19 pode ser verificada a alternância dos resultados obtidos nas análises. Enquanto o pico de NTK ocorre às 22 horas quando atinge 82 mg.L⁻¹, o de N-amon acontece às 20 horas com 64 mg.L⁻¹.

Tabela 5.13 – Concentrações médias de nitrogênio total e amoniacal (mg.L⁻¹) afluyente e efluente nos reatores UASB

Ensaio	NTK (mg.L ⁻¹)			N-amon (mg.L ⁻¹)		
	Afluyente	Efluente		Afluyente	Efluente	
		UASB II	UASB I		UASB II	UASB I
sem lodo	41 ± 9	50 ± 5	54 ± 13	23 ± 7	40 ± 6	43 ± 11
Vlodo = 1 m ³	49 ± 13	45 ± 12	45 ± 11	30 ± 12	36 ± 11	36 ± 12
Vlodo = 3 m ³	62 ± 22	57 ± 9	60 ± 8	43 ± 15	49 ± 8	48 ± 6
Vlodo = 5 m ³	76 ± 16	78 ± 16	70 ± 10	52 ± 21	52 ± 10	52 ± 10

5.4.8. Fósforo

Na Figura 5.20 estão representadas as variações das concentrações de fósforo na forma de fosfato (P-PO₄⁻³). No geral não foi possível observar alguma relação entre os ensaios com descarga de lodo e destes com o ensaio que caracteriza o comportamento “usual” do reator UASB II.

Quando comparado ao UASB I, as concentrações de fósforo na saída do reator UASB possuem uma cerca correspondências, com pequenas diferenças. Diferenças essas que podem ser decorrentes da adição de lodo séptico. As maiores perturbações sentidas pelo reator UASB II ocorreram no primeiro e no último ensaio com lodo séptico, quando foram verificados picos nos valores das concentrações de P-PO₄⁻³. Para o ensaio com 1 m³ de lodo o maior pico foi igual a 7,1 mg.L⁻¹ depois de aproximadamente 10 horas. No

ensaio com 5 m³ de lodo, o pico ocorreu 8 horas após a descarga com concentração igual a 9 mg.L⁻¹.

O lançamento de 3 m³ de lodo séptico foi o único que não acarretou grande alteração nas concentrações de P-PO₄⁻³. Os valores mantiveram a média de 3,5 ± 0,3 mg.L⁻¹ de P-PO₄⁻³. Neste ensaio não foram observados picos de valores na saída, ao contrário dos demais ensaios.

Na Tabela 5.14 são apresentados os valores médios das concentrações de P-PO₄⁻³. Por meio dela pode-se notar que as médias verificadas no efluente dos reatores UASB, para cada ensaio realizado na pesquisa, são semelhantes. Com esses dados podemos inferir que a concentração de fósforo no lodo séptico lançado não influenciou o desempenho do reator UASB II

Tabela 5.14 – Concentrações médias de fósforo (mg.L⁻¹) afluyente e efluente nos reatores UASB

Ensaio	Fósforo (mg.L ⁻¹)		
	Afluente	Efluente	
		UASB II	UASB I
sem lodo	6,0 ± 1,3	7,0 ± 0,8	7,0 ± 1,6
Vlodo = 1 m ³	5,5 ± 2,3	3,8 ± 2,2	4,4 ± 2,1
Vlodo = 3 m ³	4,1 ± 1,0	3,5 ± 0,3	3,8 ± 0,4
Vlodo = 5 m ³	6,5 ± 2,0	7,0 ± 2,0	6,7 ± 2,0

Figura 5.14. Comparação entre os resultados de DQO bruta para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.15. Comparação entre os resultados de DQO filtrada para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.16. Comparação entre os resultados sólidos totais para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.17. Comparação entre os resultados de sólidos suspensos voláteis para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.18. Comparação entre os resultados de nitrogênio total para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.19. Comparação entre os resultados de nitrogênio amoniacal para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

Figura 5.20. Comparação entre os resultados de fósforo para os 4 perfis realizados: (1) sem adição de lodo; (2) adição de 1 m³ de lodo; (3) adição de 3 m³ de lodo; (4) adição de 5 m³ de lodo.

5.5. Leito de lodo dos reatores UASB

O objetivo principal da caracterização do leito de lodo é o de poder avaliar as alterações nas duas situações de projeto (com e sem descarga de lodo séptico) e compará-las. O leito de lodo foi caracterizado segundo a concentração de sólidos para as diferentes alturas de coleta, como antes especificadas. A amostragem do lodo em cada ensaio foi realizada 3 semanas depois da descarga de lodo, com coleta ao longo da altura dos reatores. Além disso, foi feito um estudo microbiológico dos diferentes pontos apenas para observação das morfologias encontradas no leito do lodo.

5.5.1. Altura do leito do lodo

No princípio, a coleta de lodo do ponto do fundo dos reatores (P0) era dificultada devido à proximidade da tubulação de coleta à parede do canal de emissão do efluente para o corpo receptor. Foi adaptada uma outra tubulação na saída, o que amenizou o problema e permitiu com maior facilidade a coleta de amostras.

Na Figura 5.21 podem ser verificadas as concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos totais dos reatores UASB I e II em função da altura do ponto de amostragem.

Os resultados das concentrações de lodo no reator UASB II nos perfis realizados mostraram melhor crescimento biológico e maior concentração de sólidos, em relação ao reator UASB I, características essas percebidas por meio das análises realizadas e também pelo aspecto visual. No lodo do reator UASB I foi observada menor concentração de sólidos, chegando este a não apresentar aspecto e características típicas de lodo de reatores anaeróbio, mas sim de água residuária. Tal fato ocorreu principalmente na última caracterização realizada, quando anteriormente havia sido promovida uma rápida descarga de lodo por problemas de funcionamento do reator.

Durante o experimento, mais precisamente depois da descarga de 3 m³ de lodo séptico, ocorreu a obstrução da tubulação de coleta de amostras do ponto P3 (2,8 m do fundo do reator) do reator UASB II, provavelmente devido ao material suporte utilizado na pesquisa anterior. Com isso, não foi possível realizar a coleta de lodo nesse ponto nos dois últimos ensaios, prejudicando a caracterização da manta de lodo desse reator. Ainda assim, é possível inferir que o UASB II foi o reator que apresentou maior semelhança com o perfil apresentado por Passig (2005).

Pode-se notar que houve expansão da manta de biomassa no intervalo de tempo entre a descarga de 1 e 3 m³ de lodo séptico no reator UASB II. No perfil que corresponde ao ensaio com 5 m³ de lodo, ocorreu redução da concentração de sólidos na manta quando deveria aumentar ao longo do tempo. Apresentou valores intermediários entre os ensaios anteriores, exceto no ponto P1 (1,4 m do fundo do reator) quanto aos sólidos suspensos. Este fato pode ter sido influenciado pelo aumento da velocidade ascensional durante a descarga de lodo, elevando-a de 0,6 m.h⁻¹ para 1,8 m.h⁻¹ (acima do recomendado para horários de pico com duração entre 2 e 4 horas) o que provocou carreamento de sólidos do sistema junto com a biomassa, ou ainda por não ter sido praticado o descarte de lodo.

O UASB I apresentou irregularidade quanto às características típicas de reatores UASB: o ponto P0, do fundo do reator, teoricamente deve possuir a maior concentração de sólidos e biomassa ativa; no entanto, isso não aconteceu nesse caso. Estando o ponto de coleta de lodo do fundo dos reatores (P0) próximo ao ponto de distribuição do esgoto sanitário afluente, pode-se considerar este fato um agravante aos dados observados. É possível que a entrada do esgoto afluente tenha interferido na concentração e na estabilização do lodo do fundo dos reatores por fatores como posicionamento da tubulação de distribuição do esgoto, por exemplo.

Figura 5.21. Resultados dos perfis de amostragem ao longo da altura do ponto de coleta segundo concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos totais.

5.5.2. Microbiologia do lodo do leito

Foi utilizado microscópio OLYMPUS BX-60 acoplado com câmera de captura de imagem e software Image Pro-Plus. Foi feita microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência das amostras de lodo de diferentes pontos de coleta na manta dos reatores. A microscopia de fluorescência permite identificar as arqueias metanogênicas (exceto o gênero *Methanosaeta*, que não fluoresce) sem a necessidade de preparações especiais.

Foram examinadas amostras do lodo antes que tivesse início os ensaios com lançamento do lodo séptico e ao final do experimento, a fim de verificar possíveis alterações na morfologia existente na biomassa ativa.

Com cerca de 4 meses de operação foi feito o primeiro exame microscópico no lodo nos reatores que mostrou a presença de *Methanosaeta* e *Methanosarcina*, indicando atividade metanogênica. As morfologias semelhantes a *Methanosaeta sp.* Foram encontradas em maior quantidade, o que pode indicar baixa produção de acetato, favorecendo a permanência deste ao invés de *Methanosarcina sp.*. Além disso, havia a presença de grande quantidade de bacilos com morfologias diversificadas, filamentos com inclusões, espiroquetas e cocos.

Os tipos morfológicos encontrados nos exames realizados são semelhantes aos encontrados na literatura referentes ao tratamento anaeróbio.

As figuras a seguir ilustram a primeira análise morfológica realizada na manta de lodo. Na Figura 5.22 pode ser observada a presença de *Methanosarcina sp.* na manta de lodo dos reatores UASB na primeira análise morfológica realizada.

Figura 5.22. Fotomicrografias de morfologias semelhantes *Methanosarcina* sp. (a) foto comum; (b) foto com fluorescência.

As Figura 5.23 e 5.24 mostram morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp. e demais morfologias como bacilos espiroquetas, respectivamente.

Figura 5.23. Fotomicrografias de morfologias semelhantes *Methanosaeta* sp. (a) Morfologias semelhantes a *Methanosaeta* sp. e bacilos; (b) feixe de *Methanosaeta* sp..

No final do experimento foi realizada outra análise microscópica para identificar mudanças na morfologia da manta de lodo dos reatores. Nesta microscopia foram observados, além das morfologias presentes anteriormente (*Methanosaeta* sp., *Methanosarcina* sp. e bacilos, principalmente), bacilos em cadeia, coloniais e hidrogenotróficos, possíveis bactérias acidogênicas, fermentativas e redutoras de sulfato.

Nas Figura 5.25 e a Figura 5.26 pode-se observar exemplos da morfologia encontrada na segunda microscopia realizada na manta de lodo dos reatores UASB.

Figura 5.24. Fotomicrografias de morfologias semelhantes a bacilos e espiroquetas, entre outros.

Figura 5.25. Fotomicrografias de morfologias semelhantes a bacilos. (a) bacilos coloniais; (b) aglomerado de bacilos hidrogenotróficos.

Figura 5.26. Fotomicrografias de morfologias semelhantes a bactérias. (a) bactérias redutoras de sulfato (BRS); (b) bactérias acidogênicas.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados dos ensaios e análises realizados durante o desenvolvimento desta pesquisa podem ser tiradas as seguintes conclusões:

- Operando os reatores UASB com vazão constante de $2,35 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas, velocidade ascensional de $0,6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ e tendo-se esgoto sanitário afluyente bastante variável qualitativamente, para os primeiros seis meses os reatores atingiram 50% de eficiência média de remoção de DQO no reator I e 62% no reator II. Quanto à remoção de ST e SST, os UASB atingiram, para o mesmo período, eficiência média de remoção de ST de 38% e 68% e de remoção de SST igual a 48% e 81% para os reatores I e II, respectivamente. Mesmo sem condições de serem inoculados os reatores tiveram condições de partida garantida, apesar dos problemas enfrentados;
- As eficiências médias de remoção de DQO no monitoramento durante toda a pesquisa, inclusive em períodos após a descarga de lodo séptico, foram de 42% e 60% para os reatores UASB I e UASB II, chegando a atingir 75% e 84%, respectivamente. Quanto à concentração de sólidos, os reatores apresentaram baixa eficiência de remoção, obtendo valores médios iguais a 25% de remoção de ST e 59% de SST para o UASB I e para o UASB II remoção de ST e SST de 35% e 60%, respectivamente. O presumível melhor desempenho do reator UASB II pode ser devido à permanência de biomassa ativa em seu interior, ainda que promovida a limpeza deste;
- Durante o período experimental da pesquisa houveram alterações em termos de vazão, de carga orgânica e de concentração de sólidos no esgoto sanitário afluyente que, provavelmente, acarretaram nos problemas operacionais observados nos

reatores UASB durante o desenvolvimento da pesquisa. A ETE do *Campus I* da USP São Carlos, como muitas outras ETEs, pode vir a sofrer interferência de diversos fatores que prejudiquem seu bom desempenho.

- A descarga de lodo de tanques sépticos em reator UASB tratando-o integrado ao esgoto sanitário afluyente mostrou uma alternativa operacionalmente viável para o tratamento complementar de lodos sépticos. Os lançamentos de lodo foram executados em pulso com vazão média de $5,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, cujos tempos de duração variaram conforme o volume requerido (1 m^3 em 11 min, 3 m^3 em 34 min e 5 m^3 em 57 min). As cargas orgânicas de lodo aplicadas nos ensaios foram iguais a 2,0; 5,5 e 21,0 kg de DQOS, sendo 11,7; 5,5 e 11,7 vezes maiores que a carga de esgoto média de entrada, para o mesmo período. Sob essas condições, o reator UASB apresentou capacidade de promover a degradação biológica, removendo 79%, 27% e 74% das cargas orgânicas lançada nos ensaios, conforme o volume crescente descarregado. Com isso, pode-se inferir que o UASB apresentou em média 75% de eficiência de remoção de DQO, ou seja, $2/3$ da carga aplicada foi degradada no processo anaeróbio.

A partir dos resultados e das conclusões obtidas com essa pesquisa, recomenda-se aos estudos futuros:

- Recomenda-se o estudo do tratamento integrado com alimentação contínua de lodo séptico junto ao esgoto sanitário, com acompanhamento do afluyente e do efluente (monitoramento temporal) para análise da resposta do reator no decorrer da descarga;
- Propõe-se que o lodo séptico seja descarregado a uma vazão menor que a vazão de entrada do esgoto sanitário, ao contrário do que ocorreu nessa pesquisa. Além

disso, deve-se promover a equalização do lodo, agitando-o constantemente antes de seu lançamento no sistema de tratamento;

- Sugere-se nessa mesma linha de pesquisa acrescentar ao estudo o balanço de massa do reator, com monitoramento da vazão e composição dos gases produzidos no tratamento.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1993). NBR 7229 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 15p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1997). NBR 13969 – Tanques Sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 60p.
- ANDRADE NETO, C. O. de. (1997). Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários – Experiência Brasileira. ABES. Rio de Janeiro. 301p.
- ANDRADE NETO, C. O.; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N.; AISSE, M. M. (1999). Decanto-digestores. In: Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. José Roberto Campos (coordenador). Rima. ABES – Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. p.117-138.
- ANDRADE NETO, C. O.; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S. (2000). Decanto – Digestor e filtros anaeróbios. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo – Coletânea de Trabalhos Técnicos. José Roberto Campos (coordenador). ABES – Projeto PROSAB. São Carlos. p. 162-178.
- ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; FILHO, M. L. (2000). Variação das concentrações de matéria orgânica em um sistema decanto-digestor e filtros anaeróbios. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre. P. 1-8.
- BARBOSA, S.A.; NOLASCO, M. A.; SANTOS, D. C. (2007). Análise de um tanque séptico seguido por biofiltro aerado submerso no tratamento de esgoto sanitário sintético. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte: ABES, p. 1-5.
- BELLI FILHO, P; K.; SOARES, H.M.; MATIAS, W.G.; PINTO, R.O.; CHAGAS, A.; CASTILHO JR, A.B. (2002). Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico. In: VII Taller y Simposio Latino Amaericano sobre Digestion Anaerobia, Mexico : IWA/FEMISCA. v. 1. p. 266-269.
- BELLI FILHO, P; OLIVEIRA, R.; KOERICH, K.; MATIAS, W.G.; SOARES, H.M. (2004). Lodos de tanques sépticos – caracterização e tratamento anaeróbio em um digestor piloto. In: XXIX Congresso Interamericano de Ingenieria Y Ambiental: Forjando el Ambiente Que Compartimos, San Ruan -Puerto Rico, 2004. v. 1.
- CARVALHO, K. Q. (2007). Resposta dinâmica de reator UASB em escala piloto submetido a cargas orgânicas e hidráulicas cíclicas: modelos matemáticos e resultados experimentais. Tese (Doutorado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 222p.

- COELHO, A. L. da S., VAN HAANDEL, A., SOUSA, J. T.; NASCIMENTO, M. B. H. (2001). Estudo comparativo entre sistemas de tratamento unifamiliar de esgoto com pós-tratamento. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa: ABES, p. 1-10.
- CHERNICHARO, C. A. L. (1997). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) - UFMG. 246p.
- CHERNICHARO, C. A. L., van HAANDEL, A., AISSE, M. M., CAVALCANTI, P. F. F. (1999). Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo – Coletânea de Trabalhos Técnicos. José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro. ABES – Projeto PROSAB. São Carlos. p. 153-198.
- DALTRO FILHO, J., POVINELLI, J. (1989). Desempenho do sistema decanto-digestor e filtro anaeróbio de camada suporte reduzida, para o tratamento de esgotos sanitários. Trabalhos Apresentados Pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento São Carlos : EESC/CRHEA. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belém.
- EPA Domestic Septage Regulatory Guidance. (1993). A guide to the EPA 503 rule. United States: Environmental Protection Agency.
- FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; Van HAANDEL; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. (1999). Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro: ABES – Projeto PROSAB. p. 27-52.
- FRANCISQUETO, L. O. S., BORGES, R. M., GONÇALVES, R. F. (2007). Desempenho de reatores UASB tratando esgoto sanitário sob fortes condições de variações hidráulicas. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte: ABES, p. 1-9.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – Esgotamento Sanitário 2002. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/documentos/recursosnaturais/ids/sanamento>> Acesso em: 10 de fevereiro de 2007.
- JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. (2005). Tratamento de esgotos domésticos - 4ª Edição. Ed. SEGRAC. Rio de Janeiro. 932p.
- KLINGEL, F.; MONTANGERO, A.; KONÉ, D.; STRAUSS, M. (2002). Faecal management in developing countries – a planning manual. EAWAG: Suíça. 55p.
- LEITE, B. Z.; INGUNZA, M. P.; ANDREOLI, C. V. (2006). Lodo de Decanto-Digestores. In: Alternativas de usos de resíduos de saneamento. Cleverson V. Andreoli (coordenador). Rio de Janeiro: ABES – Projeto PROSAB. São. p. 361-398.
- LEITE, B. Z.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V.; ANDRADE, F. L. (2006). Caracterização e alternativas de disposição final de resíduos sépticos. In: VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza. p. 1-14.

- LETTINGA, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Koner Antonie van Leeuwenhoek*, v. 67, p. 3-28.
- MAHMOUND, N., ZEEMAN, G., GIJZEN, H., LETTINGA, G. (2004). Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*. v. 90. p. 1-9.
- MAHMOUND, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. (2003). Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*, v. 90, pp. 1-9.
- MENDONÇA, N. M. (1999). Caracterização do material suporte e estudo da partida de um reator anaeróbico de leito expandido utilizado no tratamento de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 158p + anexos.
- MENESES, C. G. R.; INGUNZA, M. P. D.; FARIAS, N. M. N.; CÂMARA, A.C.J. (2001). Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade do Natal. *Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa: ABES, p. 1-5.
- METCALF & EDDY. (2003). *Wastewater Engineering: treatment and reuse*. 4 ed. New York: McGraw-Hill. p. 1334.
- NASCIMENTO FILHO, D. G.; CASTRO, D.A. (2005). Influência das fossas sépticas na contaminação do manancial subterrâneo por nitratos e os riscos para os que optam pelo autoabastecimento como alternativa dos sistemas públicos de distribuição de água. *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande: ABES, p. 1-7.
- OLIVA, L.C.H.V. (1997). Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbico 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. p. 152-161.
- PASSIG, F. H. (2005). Reator anaeróbico hírido para tratamento de esgoto sanitário. Tese (Doutorado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. 151p.
- PAULA JUNIOR, D. R., MORAES, L. M., CHERNICHARO, C. A. L., PONTES, P. P., CASSINI, S. T., GONÇALVES, R. F., BELLI FILHO, P., SOARES, A. M. (2003). Estabilização anaeróbia de lodos. In: *Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás*. Sérgio Túlio Cassini (coordenador). Rio de Janeiro. Rima. ABES – Projeto PROSAB. p. 64-93.
- PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*. v. 40, p. 125-133.

- PIEROTTI, S. M. (2007). Avaliação da partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP. P.118 + anexos.
- ROCHA, C., SANT’ANNA, F. S. P. (2005). Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE – Jarivatuba, Joinville – SC. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande: ABES, p. 1-7.
- SEGHEZZO, L., ZEEMAN, G., van LIER, J.B., HAMELERS, H.V.M., LETTINGA, G. (1998). A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, v. 65, p. 175-190.
- SILVA, M. M. P.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; FEITOSA, W. B. S. (2007). Avaliação das características químicas, físicas e biológicas de lodo produzido em tanques sépticos coletivos de municípios de pequeno porte do semi-árido paraibano. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte: ABES, p. 1-6.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (2005). APHA, AWWA, WPCF., 21th edition, American Public Health Association, Washington.
- TACHINI, M. (2002). Avaliação do tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em um reator anaeróbio RALF, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental, Centro de Ciências Tecnológicas) – Universidade Regional de Blumenau (FURB). Blumenau. 141p.
- USEPA, United State Environmental Protection Agency. (2002). Treatment processes and systems. In: *Onsite Wastewater Treatment Systems Manual*. p. 44-65.
- 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. p. 1-8.
- 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. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande: ABES, 7p.

APÊNDICE : valores dos parâmetros físico-químicos

Tabela 1 - Valores das concentrações de alcalinidade, ácidos voláteis, DQObruta, DQO filtrada e pH de monitoramento dos reatores UASB na Etapa I, referente ao afluente (mg.L^{-1})

Data	Semana	pH	Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	Ácidos Voláteis (mg CaCO_3/L)	DQObruta (mg/L)	DQOfiltrada (mg/L)
26/9/2007	2	7,2	192	12	319	
3/10/2007	3	6,9	178	37	561	
10/10/2007	4	6,7	140	24	465	
27/11/2007	11	6,8	94	21	356	
10/12/2007	12	6,8	165	10	370	
23/1/2008	19	6,9	139	37	522	
1/2/2008	20	6,7	131	24	358	236
19/2/2008	22	7,0	105	12	142	85
26/2/2008	23	6,8	78	17	117	13
26/2/2008	24	6,8	108	35	456	224
10/3/2008	25	6,7	81	7	366	92
24/4/2008	32	6,5	121	31	256	133
5/5/2008	33	6,9	131	41	398	135
8/5/2008	34	6,2	59	48	650	272
2/6/2008	37	6,9	97	25	397	142
10/6/2008	39	6,7	121	21	483	308
26/6/2008	40	6,3	82	22	733	270
10/7/2008	42	6,6	97	32	764	201

Tabela 2 - Valores das concentrações de alcalinidade, ácidos voláteis, DQObruta, DQO filtrada e pH de monitoramento dos reatores UASB na Etapa I, referente ao efluente (mg.L^{-1})

Data	Semana	pH	Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	Ácidos Voláteis (mg CaCO_3/L)	DQObruta (mg/L)	DQOfiltrada (mg/L)
26/9/2007	2	6,6	159	27	316	
3/10/2007	3	6,7	208	29	381	
10/10/2007	4	6,6	176	36	276	
27/11/2007	11	6,9	206	20	168	
10/12/2007	12	6,8	330	22	156	
23/1/2008	19	7,2	211	14	154	
1/2/2008	20	6,8	182	13	91	22
12/2/2008	22	6,9	137	12	56	29
19/2/2008	23	6,7	120	10	82	24
26/2/2008	24	6,5	154	12	118	48
10/3/2008	25	6,6	116	6	106	22
24/4/2008	32	6,5	257	56	378	291
5/5/2008	33	6,6	131	50	208	135
8/5/2008	34	6,3	156	65	466	229
2/6/2008	37	6,6	110	33	197	110
10/6/2008	39	6,6	171	11	284	161
26/6/2008	40	6,5	200	29	527	310
10/7/2008	42	6,3	154	87	393	280

Tabela 3 - Valores das concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos totais de monitoramento dos reatores UASB na Etapa I, referente ao afluente (mg.L^{-1})

Data	Semana	UASB I	UASB II	média	UASB I	UASB II	média
		ST	ST		SST	SST	
26/9/2007	2	901	394	648	98	107	103
3/10/2007	3	679	635	657	248	203	226
10/10/2007	4	553	566	560	180	187	183
27/11/2007	11	380	394	387	117	118	118
10/12/2007	12	412	412	412	152	152	152
23/1/2008	19	324	106	215	173	157	165
1/2/2008	20	1931	473	1202	1242	158	700
12/2/2008	22	237	204	221	57	55	56
19/2/2008	23	251	270	260	47	33	40
26/2/2008	24	448	504	476	162	140	151
10/3/2008	25	367	367	367	108	108	108
24/4/2008	32	340	587	463	90	58	74
5/5/2008	33	466	356	411	210	85	148
8/5/2008	34	290	290	290	95	95	95
2/6/2008	37	543	391	467	240	108	174
10/6/2008	39	794	779	786	200	182	191
26/6/2008	40	306	306	306	122	122	122
10/7/2008	42	531	802	667	100	242	171

Tabela 4 - Valores das concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos totais de monitoramento dos reatores UASB na Etapa I, referente ao efluente (mg.L^{-1})

Data	Semana	UASB I	UASB II	UASB I	UASB II
		ST	ST	SST	SST
26/9/2007	2	980	371	103	88
3/10/2007	3	675	230	133	57
10/10/2007	4	350	413	85	42
27/11/2007	11	341	290	53	35
10/12/2007	12	391	223	42	23
23/1/2008	19	122	122	115	30
1/2/2008	20	279	263	30	52
12/2/2008	22	165	193	13	18
19/2/2008	23	286	274	28	30
26/2/2008	24	214	247	17	38
10/3/2008	25	310	301	52	13
24/4/2008	32	319	571	7	55
5/5/2008	33	342	320	37	48
8/5/2008	34	441	343	117	48
2/6/2008	37	300	306	47	42
10/6/2008	39	301	285	63	45
26/6/2008	40	470	502	87	125
10/7/2008	42	352	290	107	242

Tabela 5 - Valores do pH obtidos nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Exatp 1

Hora	pH				Hora	pH			
	sem lodo		Vlodo = 1m³			Vlodo = 3m³		Vlodo = 5m³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	6,4	6,2	6,7	6,4	14:00	6,3	6,8	6,2	6,5
10:00	6,1	6,6	6,0	6,5	16:00	6,8	6,4	6,5	6,4
12:00	6,5	6,6	6,5	6,5	18:00	6,8	6,5	6,9	6,5
14:00	6,2	6,3	6,1	6,4	20:00	5,3	6,5	6,6	6,7
16:00	6,1	6,4	6,1	6,5	22:00	6,1	6,4	6,7	6,4
18:00	6,4	6,3	6,4	6,4	00:00	6,6	6,5	6,5	6,5
20:00	6,5	6,7	6,0	6,4	02:00	6,4	6,4	6,3	6,5
22:00	6,3	6,5	6,2	6,4	04:00	6,2	6,4	6,1	6,6
00:00	6,2	6,4	6,4	6,3	06:00	6,2	6,4	6,2	6,6
02:00	6,1	6,5	6,5	6,5	08:00	5,8	6,3	6,2	6,5
04:00	6,2	6,4	6,2	6,4	10:00	6,3	6,5	6,2	6,3
06:00	6,3	6,6	6,1	6,7	12:00	6,6	6,4	6,2	6,3

Tabela 6 - Valores das concentrações de alcalinidade obtidos nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Hora	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)				Hora	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m ³			Vlodo = 3m ³		Vlodo = 5m ³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	150	236	136	126	14:00	299	209	236	169
10:00	150	260	100	139	16:00	204	203	227	192
12:00	128	236	168	163	18:00	295	365	306	293
14:00	150	260	136	188	20:00	56	207	285	310
16:00	150	236	175	223	22:00	200	226	282	274
18:00	235	236	203	223	00:00	236	251	227	266
20:00	171	212	178	244	02:00	165	266	211	268
22:00	150	236	175	259	04:00	109	249	119	276
00:00	128	236	164	250	06:00	106	243	119	257
02:00	107	236	150	246	08:00	98	238	129	228
04:00	107	212	103	227	10:00	162	268	148	196
06:00	86	165	107	253	12:00	225	243	224	196

Tabela 7 - Valores das concentrações de ácidos voláteis nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Hora	Ácidos voláteis (mg.L ⁻¹)				Hora	Ácidos voláteis (mg.L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m³			Vlodo = 3m³		Vlodo = 5m³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	12	17	9	8	14:00	78	14	46	12
10:00	29	16	11	8	16:00	25	17	19	44
12:00	25	21	16	8	18:00	20	26	30	26
14:00	41	21	14	11	20:00	178	22	51	27
16:00	24	20	20	11	22:00	38	18	21	37
18:00	26	15	14	14	00:00	38	19	19	20
20:00	45	13	14	13	02:00	50	20	20	23
22:00	19	13	16	13	04:00	21	19	21	19
00:00	15	13	14	15	06:00	23	17	16	23
02:00	14	15	9	14	08:00	60	24	28	41
04:00	11	14	14	13	10:00	85	13	28	20
06:00	11	14	9	11	12:00	66	13	115	17

Tabela 8 - Valores das concentrações de DQO bruta nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Monitoramentos temporais da Estação									
Hora	DQObruta (mg.L ⁻¹)				Hora	DQObruta (mg.L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m³			Vlodo = 3m³		Vlodo = 5m³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	370	108	366	58	14:00	774	119	1359	336
10:00	384	151	443	169	16:00	805	189	812	663
12:00	421	173	509	159	18:00	611	389	1154	743
14:00	728	188	707	178	20:00	1343	384	786	680
16:00	679	214	798	276	22:00	697	357	516	1339
18:00	872	219	621	292	00:00	556	454	398	577
20:00	503	207	744	204	02:00	395	267	656	641
22:00	448	198	469	181	04:00	453	219	454	525
00:00	543	201	386	181	06:00	429	192	582	667
02:00	502	189	308	170	08:00	650	170	733	535
04:00	254	205	259	164	10:00	1156	177	760	523
06:00	203	162	318	157	12:00	808	190	1269	518

Tabela 9 - Valores das concentrações de DQO filtrada nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Monitoramentos temporais da Estação R									
Hora	DQOfiltrada (mg.L ⁻¹)				Hora	DQOfiltrada (mg.L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m³			Vlodo = 3m³		Vlodo = 5m³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	307	106	92	23	14:00	316	41	526	104
10:00	300	147	201	30	16:00	214	51	314	342
12:00	304	163	237	44	18:00	200	135	282	247
14:00	353	151	327	42	20:00	705	170	352	297
16:00	352	125	440	56	22:00	325	139	204	329
18:00	329	153	288	73	00:00	238	134	203	337
20:00	387	175	314	61	02:00	106	113	210	251
22:00	307	143	260	57	04:00	127	84	146	165
00:00	207	127	183	69	06:00	124	74	173	309
02:00	142	117	143	58	08:00	272	70	270	311
04:00	169	119	109	57	10:00	393	80	260	314
06:00	129	112	78	63	12:00	359	90	362	275

Tabela 10 - Valores das concentrações de sólidos totais nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Monitoramentos temporais da Estapa II									
Hora	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)				Hora	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m³			Vlodo = 3m³		Vlodo = 5m³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	412	223	734	301	14:00	641	288	871	515
10:00	404	342	656	322	16:00	726	316	728	707
12:00	548	321	844	424	18:00	658	408	878	655
14:00	684	330	1016	408	20:00	878	433	644	616
16:00	728	326	1178	517	22:00	614	455	496	1759
18:00	677	400	876	607	00:00	510	448	386	504
20:00	608	451	976	649	02:00	380	409	568	522
22:00	580	401	1144	557	04:00	418	382	1144	515
00:00	523	459	596	648	06:00	470	344	512	572
02:00	428	422	572	779	08:00	580	343	612	502
04:00	347	434	446	535	10:00	902	338	636	483
06:00	389	346	234	318	12:00	820	300	1246	483

Tabela 11 - Valores das concentrações de sólidos suspensos totais nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)					Hora	Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹))			
Hora	sem lodo		Vlodo = 1m ³			Vlodo = 3m ³		Vlodo = 5m ³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	152	23	217	13	14:00	168	33	263	70
10:00	118	48	133	57	16:00	330	80	230	120
12:00	130	38	153	90	18:00	180	135	233	158
14:00	200	63	167	83	20:00	237	100	170	155
16:00	173	58	217	140	22:00	133	103	143	315
18:00	285	68	183	130	00:00	117	98	127	122
20:00	153	52	217	93	02:00	100	72	227	132
22:00	117	73	93	50	04:00	120	50	640	123
00:00	238	65	90	37	06:00	147	65	223	198
02:00	175	55	63	32	08:00	190	48	243	125
04:00	98	63	70	23	10:00	273	47	330	107
06:00	53	42	17	17	12:00	183	67	380	125

Tabela 12 - Valores das concentrações de nitrogênio total nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Hora	NTK (mgN.L ⁻¹)				Hora	NTK (mgN.L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m³			Vlodo = 3m³		Vlodo = 5m³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	38	58	66	40	14:00	58	45	89	48
10:00	41	56	58	46	16:00	70	43	72	70
12:00	44	56	58	46	18:00	91	50	101	87
14:00	42	51	46	50	20:00	90	54	100	90
16:00	42	48	53	63	22:00	72	61	89	110
18:00	58	50	60	60	00:00	81	69	70	82
20:00	50	47	41	52	02:00	52	68	63	83
22:00	43	47	28	47	04:00	30	62	70	78
00:00	48	46	26	51	06:00	26	55	74	87
02:00	38	44	55	25	08:00	46	58	50	77
04:00	27	47	38	26	10:00	49	72	57	61
06:00	23	43	58	37	12:00	75	50	80	64

Tabela 13 - Valores das concentrações de nitrogênio amoniacal nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

Monitoramentos temporais da Estação A									
Hora	N-NH ₃ (mgN.L ⁻¹)				Hora	N-NH ₃ (mgN.L ⁻¹)			
	sem lodo		Vlodo = 1m ³			Vlodo = 3m ³		Vlodo = 5m ³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	50	48	20	17	14:00	40	41	56	32
10:00	51	46	21	18	16:00	46	39	80	52
12:00	46	46	37	24	18:00	59	39	77	60
14:00	47	42	40	30	20:00	58	40	74	64
16:00	51	42	38	37	22:00	58	48	61	58
18:00	59	38	45	41	00:00	63	55	50	57
20:00	61	38	45	46	02:00	39	57	60	38
22:00	53	36	33	45	04:00	21	59	24	60
00:00	51	35	29	46	06:00	20	54	20	63
02:00	41	47	24	45	08:00	28	57	29	54
04:00	29	32	11	42	10:00	31	53	33	46
06:00	14	30	11	42	12:00	49	45	55	44

Tabela 14 - Valores das concentrações de fósforo nos 4 monitoramentos temporais da Etapa II

P-PO ₄ -3 (mgP.L ⁻¹)					Hora	P-PO ₄ -3 (mgP.L ⁻¹)			
Hora	sem lodo		Vlodo = 1m ³			Vlodo = 3m ³		Vlodo = 5m ³	
	Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.
08:00	3,7	2,7	3,6	2,0	14:00	3,4	2,7	8,9	4,1
10:00	3,9	2,7	5,1	2,4	16:00	3,6	3,3	5,4	5,2
12:00	4,9	3,1	6,0	2,9	18:00	5,0	3,7	8,7	7,5
14:00	6,3	2,6	7,7	5,0	20:00	5,3	3,7	6,9	8,4
16:00	5,6	2,6	8,8	6,4	22:00	4,5	3,8	7,0	9,0
18:00	5,4	3,0	5,9	7,1	00:00	4,8	3,5	5,6	4,7
20:00	5,8	3,2	6,5	5,7	02:00	3,1	3,9	5,5	7,1
22:00	5,0	3,2	6,6	4,7	04:00	2,5	3,7	3,1	7,8
00:00	3,3	2,6	7,1	3,6	06:00	2,9	3,6	8,8	8,4
02:00	2,7	2,7	0,4	0,1	08:00	4,2	3,8	6,9	8,4
04:00	2,3	2,6	5,5	0,7	10:00	4,5	3,5	5,2	6,4
06:00	1,7	2,3	3,0	5,4	12:00	5,3	3,4	6,0	7,0