



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE SISTEMAS DE TRATAMENTO UNIFAMILIAR DE ESGOTO DOMÉSTICO COM PÓS-TRATAMENTO OU DISPOSIÇÃO FINAL NO SOLO.

CAMPINA GRANDE

2001

ANDRÉ LUIZ DA SILVA SALGADO COELHO

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE SISTEMAS DE TRATAMENTO
UNIFAMILIAR DE ESGOTO COM PÓS-TRATAMENTO OU DISPOSIÇÃO
FINAL NO SOLO**

Dissertação apresentada ao
Curso de Engenharia Civil da
Universidade Federal da
Paraíba, em cumprimento às
exigências para obtenção do
grau de Mestre.

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS
SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
ORIENTADOR: Profº Drº Adrianus C. van Haandel**

Campina Grande – PB

2001



C672e Coelho, André Luiz da Silva Salgado.
Estudo comparativo entre sistemas de tratamento unifamiliar de esgoto com pós-tratamento ou disposição final no solo / André Luiz da Silva Salgado Coelho. - Campina Grande, 2001.
110 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2001.
"Orientação : Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel".
Referências.

1. Esgoto Doméstico - Tratamento. 2. Recursos Hídricos. 3. Engenharia Sanitária e Ambiental. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Haandel, Adrianus Cornelius Van. II. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). III. Título

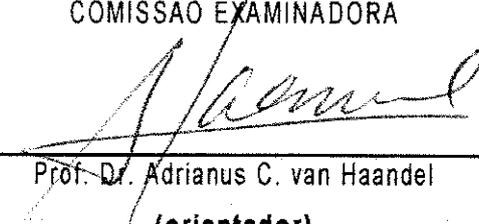
CDU 628.3(043)

ANDRÉ LUIZ DA SILVA SALGADO COELHO

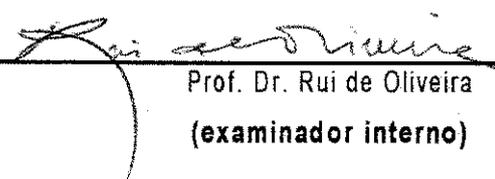
**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE SISTEMAS DE TRATAMENTO
UNIFAMILIAR DE ESGOTO COM PÓS-TRATAMENTO OU DISPOSIÇÃO
FINAL NO SOLO**

Dissertação examinada e aprovada em 12/03/ 2001

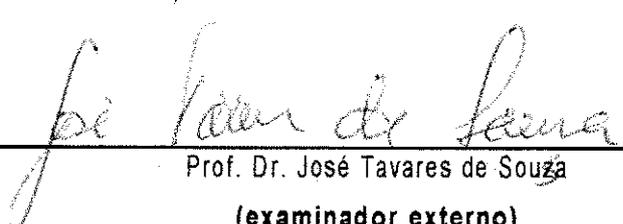
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus C. van Haandel
(orientador)



Prof. Dr. Rui de Oliveira
(examinador interno)



Prof. Dr. José Tavares de Souza
(examinador externo)

Campina Grande - PB

2001

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Joaquim e Creuzalina, e aos meus irmãos, Andrezza e Junior, por sempre terem sido um suporte para minha vida.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que contribuíram direta ou indiretamente para o êxito deste trabalho, em especial:

- Aos orientadores e amigos Prof. Adrianus e Prof. Paula, pela orientação, amizade e apoio;
- A funcionária da AESA Cristina, por sempre me ajudar em todos os momentos que precisei;
- A colega Maria Bethânia H. do Nascimento, pela ajuda imprescindível em grande parte das análises para coleta dos dados presentes nesta Dissertação;
- A minha "irmãzinha querida" Ana Bárbara, grande "responsável" pelo fato de vir fazer este Mestrado;
- Aos meus amigos amigos e irmãos João e Tércio por todo o apoio que sempre me prestaram;
- Aos meus grandes amigos, Helio, Giovanni, Aurélio e Marcio, por tudo que aprendemos juntos, e pela nossa luta por uma maior "independência" da Engenharia Sanitária;
- As minhas colegas de turma no Mestrado Aline, Gorete e Dani;
- Aos amigos Ana Flávia, Marcelo, Eudes, Sr. Robert e Múcio, amizades que aqui conquistei e que ficarão para sempre em meu coração;
- A todos os colegas do PROSAB pelo apoio sempre dado a mim.

RESUMO

Apresenta-se nesta dissertação, os resultados de uma investigação experimental que teve o intuito de investigar paralelamente os desempenhos de tanque séptico e de reator UASB, no tratamento unifamiliar de esgoto doméstico, e, assim, se avaliar a viabilidade de se operar um UASB no lugar do tanque séptico, neste tipo de tratamento, no que diz respeito a remoção de matéria orgânica (DQO) e sólidos em suspensão. Ambos os reatores foram aplicados em escala real, tendo o tanque séptico e UASB sido operados com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2 dias e 13 horas, respectivamente.

Os reatores começaram a ser operados simultaneamente, onde, também foi analisado o tempo que o UASB levaria para operar sob o estado estacionário.

Para os efluentes destes reatores, foram estudadas as seguintes possibilidades: pós-tratamento em filtros anaeróbios de fluxo ascendentes (escala piloto), operados com diferentes TDH; aplicação direta no solo através de sumidouros (escala piloto).

Os dados obtidos mostraram que no UASB, o tempo de partida foi de 14 semanas, e, que neste período este reator se mostrou menos eficiente na remoção de DQO. Após atingir o seu estado estacionário, o UASB se mostrou mais eficiente que o tanque séptico na remoção da DQO e de sólidos suspensos. Os filtros anaeróbios demonstraram satisfatórias remoções de sólidos suspensos nos dois tipos de efluente, e, no caso da DQO, a remoção complementar realizada pelo pós-tratamento, foi mais significativa quando este foi aplicado ao efluente do tanque séptico. Os monitoramentos das taxas de infiltração nos sumidouros, mostraram que os dois tipos lançamento com efluentes, apresentaram sempre as mesmas taxas e iguais as inicialmente apresentadas, descartando assim, a possibilidade de colmatação no solo.

Desta forma, as principais conclusões do trabalho foram que o UASB apresentou uma melhor aplicabilidade que o tanque séptico, também, no tratamento unifamiliar, e, que por possuir um volume menor bem como por não necessitar de limpezas periódicas, como o tanque séptico, é também mais viável economicamente.

ABSTRACT

This work deals with the results of experimental investigation comparing the performance of septic tank and UASB reactor in a single family domestic sewage. It was possible to evaluate the viability of UASB instead of septic tank concerning the organic matter (COD) and solids in suspension. Both reactors were applied in real scale while the septic tank and UASB were operated with the hydraulic detention time (HDT) of 2 days and 13 hours respectively.

The reactors were operated simultaneously and the time for the UASB to become steady was also analyzed.

Concerning the reactor's effluents the following possibilities were studied: post-treatment of anaerobic ascendant flux filters (pilot scale) operated in different HDT; direct soil application through cesspool (pilot scale).

The UASB collected data have shown that the reactor starting was of 14 weeks, and that during this time the reactor was less efficient in the COD removal, but after reaching its steady state, the UASB exhibited better efficiency than the septic tank in the removal of both COD and solids in suspension. The anaerobic filters were satisfactorily efficient in the removal of solids in suspension in both types of effluents, and in the case of COD the post-treatment removal, was more significant when this was applied to the septic tank effluent. The rate monitoring of cesspool infiltration indicated that both outfall types with effluents presented the same rates, and not different from the previous pointed out, discarding therefore the possibility of soil clogging.

In this way, the main conclusions of this work are that UASB presented a better applicability than the septic tank, also in the single family treatment, and for having minor volume, and for not demanding periodic cleaning is economically viable.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABELAS	IV
CAPÍTULO 1	1
INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2	4
REVISÃO BIBLIOGÁFICA	4
2.1 Esgoto Doméstico e suas Características	4
2.2- Tratamento de esgotos domésticos	5
2.3- Processos de Tratamento	7
2.4- Metabolismo bacteriano	8
2.5- Fases da digestão anaeróbia	8
2.5.1- Hidrólise	9
2.5.2- Acidogênese	9
2.5.3- Acetogênese	10
2.5.4- Metanogênese	10
2.6- Condições ambientais que afetam a digestão anaeróbia	11
2.6.1- Temperatura	11
2.6.2- pH	12
2.6.3- Nutrientes	13
2.6.4- Substâncias tóxicas	13
2.7- Tanque séptico	13
2.7.1- Funcionamento	14

2.7.2- Formas-----	14
2.7.3- Vantagens e desvantagens-----	15
2.7.4- Tratamento e/ou disposição final do efluente-----	16
2.7.5- Desempenho-----	17
2.7.6- Parâmetros de projeto-----	18
2.7.6.1- Volume de decantação-----	18
2.7.6.2- Volume para o lodo-----	19
2.8- Filtro anaeróbio-----	20
2.8.1- Funcionamento-----	20
2.8.2- Vantagens e desvantagens-----	22
2.8.3- Meio suporte-----	22
2.8.4- Desempenho-----	23
2.8.5- Parâmetros de projeto-----	24
2.9- Reatores UASB-----	24
2.9.1- Histórico-----	24
2.9.2- Funcionamento-----	25
2.9.3- Vantagens e desvantagens-----	26
2.9.4- Formas-----	27
2.9.5- Desempenho-----	28
2.9.6- Critérios de projeto-----	28
2.9.7- Produção e característica do lodo-----	29
2.9.10- Sistemas UASB - Filtro anaeróbio-----	30
2.10- Aplicação de efluentes no solo-----	31
2.10.1- Histórico-----	31
2.10.2- Efluentes de tanques sépticos-----	31
2.10.3- Determinação da taxa de infiltração-----	32
CAPÍTULO 3-----	33
MATERIAIS E MÉTODOS-----	33
3.1- Local e Período-----	33

3.2- Instalações	33
3.3- Sistemas de alimentação	35
3.3.1- Alimentação do TS e UASB	35
3.3.2- Alimentação dos FAn	36
3.3.3- Sumidouros	37
3.4- Reatores	38
3.4.1- UASB	38
3.4.2- Tanque séptico	40
3.4.3- Filtros anaeróbios	40
3.4.4- Sumidouros	41
3.5- Operação	42
3.6- Monitoramento dos sistemas	43
3.6.1- Vazão	44
3.6.2- pH e Temperatura	44
3.6.3- DQO	45
3.6.4- ST e SST	45
3.6.5- AB e AGV	45
3.6.6- Crescimento do lodo	46
3.6.6- Taxa de infiltração	51
CAPÍTULO 4	50
APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	50
4.1- Sistemas de tratamento	50
4.1.1- Estabilidade operacional	50
4.1.1.1- pH	50
4.1.1.2- Temperatura	51
MÍNIMO	54
4.1.1.3- Alcalinidade	55
4.1.1.4- Ácidos graxos voláteis	56

MÍNIMO -----	57
4.1.2- Desempenho dos Reatores-----	62
4.1.2.1- DQO-----	62
4.1.2.2- Remoções da DQO -----	66
4.1.2.3- Sólidos totais e voláteis-----	68
4.1.2.5- Manta de lodo -----	74
4.2- Sistemas de pós-tratamento -----	79
4.2.1- Estabilidade operacional-----	79
4.2.1.1- pH -----	79
4.2.1.2- Temperatura -----	79
4.2.1.3- Alcalinidade -----	79
4.2.1.4- Ácidos graxos voláteis-----	80
4.2.2- Desempenho dos reatores-----	80
4.2.2.1- DQO-----	80
4.2.2.2- Remoções da DQO -----	80
4.2.2.3- Sólidos suspensos totais e voláteis -----	81
4.3- Aplicação no solo -----	92
CAPÍTULO 5 -----	96
DISCUSSÃO DOS RESULTADOS -----	96
5.1- Estabilidade operacional -----	96
5.2- Desempenho do tanque séptico e do UASB -----	98
5.2.1- Fase 1-----	98
5.2.2- Fase 2-----	99
5.2.3- Desempenho dos filtros anaeróbios-----	101
5.4- Desenvolvimento de lodo -----	102
5.5- Aplicação no solo -----	103
CAPÍTULO 6 -----	105

CONCLUSÃO	105
ANEXO A	106
MONITORAMENTO DA DQO DO ESGOTO AFLUENTE DO TANQUE SÉPTICO E DO UASB DURANTE O PERÍODO DE PESQUISA EM PERFIL DE 24 HORAS	106
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1- SEQUÊNCIA DE PROCESSOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA (OS NÚMEROS REFEREM-SE À PORCENTAGEM DA MATÉRIA ORGÂNICA DIGERIDA EXPRESSA COMO DQO)	10
FIGURA 2.2- ESQUEMA DE DUAS FORMAS DE TANQUE SÉPTICO PRISMÁTICO: (A) CÂMARA ÚNICA E (B) CÂMARAS EM SÉRIE.....	15
FIGURA 2.3- FILTRO ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE	21
FIGURA 2.4- FILTRO ANAERÓBIO DE FLUXO DESCENDENTE	21
FIGURA 2.5- REATOR DE MANTA DE LODO (UASB).....	26
FIGURA 3.1- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO....	34
FIGURA 3.2- BOMBA DOSADORA DO TS E UASB.....	36
FIGURA 3.3- BOMBA DOSADORA DOS FAN'S	37
FIGURA 3.4- DETALHE DA ALIMENTAÇÃO DOS FAN'S E ACÚMULO DO VOLUME DE BATELADA DO SUMIDOURO NO RESERVATÓRIO	38
FIGURA 3.5- CORTE, PLANTA E DETALHES DO REATOR UASB	39
FIGURA 3.6- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO TANQUE SÉPTICO	40
FIGURA 3.7- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS FILTROS ANAERÓBIOS (FAN'S)	41
FIGURA 3.8- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS SUMIDOUROS.....	42
FIGURA 3.9- CAMADAS FICTÍCIAS: (A) UASB (B) TANQUE SÉPTICO	48

FIGURA 3.10- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO MÉTODO DE MEDIÇÃO DAS TAXAS DE INFILTRAÇÃO NOS SUMIDOUROS: (1) ABERTURA DO REGISTRO E DESCARGA (150 L) DO RESERVATÓRIO PARA O COMPARTIMENTO DE DESCARGA, (2) FECHAMENTO DO REGISTRO E INFILTRAÇÃO DO ESGOTO PARA O COMPARTIMENTO DE PERCOLAÇÃO, (3) LEITURA APÓS O NIVELAMENTO DA LÂMINA LÍQUIDA E (4) LEITURA DE NÍVEL APÓS 2 HORAS DA LEITURA INICIAL ...	52
FIGURA 4.1- VARIAÇÃO DOS VALORES MÉDIOS DO PH AFLUENTE E EFLUENTE DO TS E UASB AO LONGO DA FASE 1	54
FIGURA 4.2- VALORES MÉDIOS DO PH AFLUENTE E EFLUENTE DO TS E UASB AO LONGO DA FASE 2	55
FIGURA 4.3- VALORES DA ALCALINIDADE DE BICARBONATO DO AFLUENTE E EFLUENTES DO TS E UASB AO LONGO DA FASE 1	59
FIGURA 4.4- VALORES DA ALCALINIDADE DE BICARBONATO DO AFLUENTE E EFLUENTES DO TS E UASB AO LONGO DA FASE 2	60
FIGURA 4.5- VALORES DOS ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS AFLUENTE E EFLUENTES DO TS E UASB AO LONGO DA FASE 1	60
FIGURA 4.6- VALORES DOS ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS AFLUENTE E EFLUENTES DO TS E UASB AO LONGO DA FASE 2	61
FIGURA 4.7- VALORES MÉDIOS DA DQO AFLUENTE E DOS EFLUENTES DO TANQUE SÉPTICO E UASB, AO LONGO DA FASE 1.....	65
FIGURA 4.8- VALORES MÉDIOS DA DQO AFLUENTE E DOS EFLUENTES DO TANQUE SÉPTICO E UASB, AO LONGO DA FASE 2.....	65
FIGURA 4.9- REMOÇÕES MÉDIAS DA DQO APRESENTADAS PELO TANQUE SÉPTICO E UASB, AO LONGO DA FASE 1	67

FIGURA 4.10- REMOÇÕES MÉDIAS DA DQO APRESENTADAS PELO TANQUE SÉPTICO E UASB, AO LONGO DA FASE 2.....	67
FIGURA 4.11- MÉDIAS SEMANAIS DO AFLUENTE E DOS EFLUENTES DO TANQUE SÉPTICO E DO UASB DAS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS NA FASE 2.....	73
FIGURA 4.12- MÉDIAS SEMANAIS DAS REMOÇÕES DO TANQUE SÉPTICO E DO UASB NA FASE 2.....	73
FIGURA 4.13- REMOÇÃO DA DQO OBTIDA NO TANQUE SÉPTICO (TS) E NO CONJUNTO TS+FAN	88
FIGURA 4.14- REMOÇÃO DA DQO OBTIDA NO REATOR UASB E NO CONJUNTO UASB+FA	88
FIGURA 4.15- REMOÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS OBTIDAS NO TANQUE SÉPTICO E NO CONJUNTO TS+FAN.....	91
FIGURA 4.16- REMOÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS OBTIDAS NO UASB E NO CONJUNTO UASB+FAN.....	91
FIGURA 4.17- TAXAS DE INFILTRAÇÃO APRESENTADAS EM S1.....	93
FIGURA 4.18- TAXAS DE INFILTRAÇÃO APRESENTADAS EM S2.....	93
FIGURA 5.1- RESUMO DOS DESEMPENHOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA APRESENTADOS PELOS SISTEMAS DE TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO.....	100
FIGURA 5.2- DESENVOLVIMENTO DE LODO NO INTERIOR DO UASB DURANTE O PERÍODO DE OPERAÇÃO	103

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 – CLASSIFICAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS EM RELAÇÃO À CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS E MATÉRIA ORGÂNICA	5
TABELA 2.2- CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO ESGOTO BRUTO DE CAMPINA GRANDE-PB.....	6
TABELA 2.3 – COMPOSIÇÃO MÉDIA DO ESGOTO DE BAIROS DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB.....	6
TABELA 2.4- REMOÇÕES VERIFICADAS EM TANQUES SÉPTICOS DE CÂMARA ÚNICA	17
TABELA 2.5- REQUISITOS PARA MEIOS SUPORTE DE FILTRO ANAERÓBIO	23
TABELA 2.6- REMOÇÕES VERIFICADAS EM REATORES UASB	28
TABELA 2.7- TDH EM REATORES UASB	29
TABELA 3.1- ANÁLISES LABORATORIAIS REALIZADAS NA PESQUISA	44
TABELA 3.2- PONTOS DE AMOSTRAGEM DOS REATORES	46
TABELA 4.1- VALORES MÉDIOS SEMANAIS DE PH E TEMPERATURA (°C) DURANTE A FASE 1 DA PESQUISA	52
TABELA 4.2- MÉDIAS SEMANAIS DE PH E TEMPERATURA (°C) DURANTE A FASE 2 DA PESQUISA	53
TABELA 4.3- MÉDIAS SEMANAIS DE ALCALINIDADE DE BICARBONATO (MEQ/L) E ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS (MEQ/L) DURANTE A FASE 1.....	57

TABELA 4.4- MÉDIAS SEMANAIS DE ALCALINIDADE DE BICARBONATO (MEQ/L) E ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS (MEQ/L) DURANTE A FASE 2.....	58
TABELA 4.5- MÉDIAS SEMANAIS DA DQO (MG/L) DO AFLUENTE E DOS EFLUENTES DO TS E UASB E SUAS REMOÇÕES (%) NA FASE 1.....	63
TABELA 4.6- MÉDIAS SEMANAIS DA DQO (MG/L) DO AFLUENTE E DOS EFLUENTES DO TS E UASB E SUAS REMOÇÕES (%) NA FASE 2.....	64
TABELA 4.7- MÉDIAS SEMANAIS DE SÓLIDOS TOTAIS E TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) NA FASE 1	69
TABELA 4.8- MÉDIAS SEMANAIS DE SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS (G/L) NA FASE 2	70
TABELA 4.9- MÉDIAS SEMANAIS DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS (MG/L) E REMOÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (%) NA FASE 2	72
TABELA 4.10- PERFIS DAS CONCENTRAÇÕES DE LODO (G/L) NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DO UASB	73
TABELA 4.11- MASSAS DE LODO (G) NOS VOLUMES DE INFLUÊNCIA DE CADA PONTO DE AMOSTRAGEM DO UASB.....	74
TABELA 4.12- CONCENTRAÇÕES (G/L) E MASSAS DE LODO (G) NO TANQUE SÉPTICO	78
TABELA 4.13- MÉDIAS SEMANAIS DE PH E TEMPERATURA (°C) DOS EFLUENTES DOS FILTROS ANAERÓBIOS.....	82
TABELA 4.14- MÉDIAS SEMANAIS DA ALCALINIDADE A BICARBONATO (MEQ/L) E DE ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS (MEQ/L) DOS FILTROS ANAERÓBIOS	84

TABELA 4.15- MÉDIAS SEMANAIS DA DQO (MG/L) DOS EFLUENTES DOS FILTROS ANAERÓBIOS E AS SUAS CONSEQUENTES REMOÇÕES (%) PARCIAIS (REMOÇÃO 1) E TOTAIS (REMOÇÃO 2)	86
TABELA 4.16- MÉDIAS SEMANAIS DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS (MG/L) DOS EFLUENTES DOS FILTROS ANAERÓBIOS	73
TABELA 4.17- TAXAS DE INFILTRAÇÃO (M³/M²D) APRESENTADAS EM S1	94
TABELA 4.18- TAXAS DE INFILTRAÇÃO (M³/M²D) APRESENTADAS EM S2	95
TABELA 5.1- MÉDIAS DOS PARÂMETROS QUE CARACTERIZAM A ESTABILIDADE OPERACIONAL NOS EFLUENTES DOS REATORES DE TRATAMENTO E PÓS-TRATAMENTO	97
TABELA A.1- VALORES DA DQO AFLUENTE (MG/L) DURANTE O PERFIL DE 24 HORAS	106

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A utilização de águas de abastecimento pelas populações gera esgotos sanitários. Dessa forma, cerca de 80% das águas de abastecimento utilizadas retornam como esgotos. Se não for dada uma destinação adequada a esses esgotos, deixando-os escoar a céu aberto, haverá o risco de poluição no solo e contaminação das águas de superfícies e subterrâneas.

Por outro lado, faz-se necessário desenvolver tecnologias a baixo custo que venham resolver definitivamente essas questões de saneamento. Nos últimos trinta anos, a população urbana no Brasil chegou a dois terços restando apenas a outra fração da população residindo na área rural. Esse processo rápido de urbanização tem afetado a qualidade de vida das populações. Aquelas de baixa renda, sem alternativas para morar e trabalhar, têm ocupado lugares insalubres, sem infra-estrutura básica e utilizam águas poluídas. Crianças circulam nas áreas com esgotos sanitários fluindo a céu aberto.

No Brasil, a disponibilidade de serviços de esgotamentos sanitários é precária e incipiente. Apenas 23% e 27% das populações com renda até dois salários, têm esse benefício. Por outro lado, apenas 10% da população urbana no Brasil têm esgotos tratados em estação de tratamento, esse percentual cai para 4% no Nordeste do Brasil (IEPA, 1996).

Assim, diante desta carência de recursos que visem a coleta, o transporte e o tratamento de águas residuárias, torna-se necessária a implementação de sistemas individuais de tratamento (sistema unifamiliar) que minimizem este problema.

Uma das formas de tratamento unifamiliar aplicadas, são os tanques sépticos. Os tanques sépticos ainda são amplamente utilizados em todo o mundo, constituindo-se, em uma das principais alternativas para o tratamento primário de esgotos de residências e pequenas áreas não servidas por redes coletoras (Chernicharo, 1997). Por se tratar de um reator de tratamento primário, o tanque séptico, normalmente só consegue tratar entre 30 e 50 por cento da DBO segundo alguns autores, e, a eficiência de retenção de sólidos decantáveis pode ainda ser reduzida pela flotação de parte dos sólidos contidos no fundo, devido a subida de

bolhas de gás contidas em flocos e pela turbulência provocada pelas mesmas (van Haandel,1994). Com isso, o tanque séptico normalmente necessita que seja aplicado ao seu efluente um tratamento complementar visando a melhora de sua qualidade sanitária.

O agravante da falta de serviços de coleta de esgotos, faz com que além de que seja dado um tratamento no local do esgoto produzido nas residências, seja também dado a ele um destino final como exemplo, a sua disposição no solo, que se realizada com um esgoto bruto ou indevidamente tratado, pode representar um sério risco a saúde.

Diante disto, tornam-se necessárias formas mais econômicas e eficientes de se tratar individualmente os esgotos, de forma a garantir melhoras em aspectos sociais, higiênicos e de saúde da população, além, de possibilitar que o pós-tratamento do efluente seja dispensado e que a sua aplicação solo, possa ser feita apresentando menores índices de poluição e contaminação e também garantir uma maior durabilidade desta prática.

Esta dissertação, teve a finalidade de comprovar a viabilidade da aplicação do reator UASB no tratamento unifamiliar e comprovar, que o mesmo, pode obter um efluente com menores concentrações de matéria orgânica e sólidos em suspensão que o tanque séptico tendo portanto, uma maior eficiência na remoção destes poluentes que este tradicional reator. Outra finalidade, foi a demonstrar que o pós-tratamento com filtros anaeróbios normatizada pela ABNT (1982), é menos significativo para o UASB do que para o tanque séptico, e, que tendo o UASB um efluente de melhor qualidade, este pode ser aplicado por mais tempo no solo sem apresentar risco de colmatação.

Para isto, foram construídos e operados paralelamente durante nove meses, um tanque séptico em escala real com volume de 1500 litros (o menor volume segundo a NBR7229/82) e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2 dias, um UASB também em escala real com volume de 400 litros e TDH de 13 horas. Para a alimentação dos reatores, foi utilizado esgoto predominantemente doméstico da cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, onde, pressupondo-se uma contribuição diária de cinco pessoas, a vazão afluente nos dois reatores foi de 720 L/dia.

Para cada caso, o estudo do pós-tratamento do efluente foi feito com a construção e operação durante cinco meses, de dois filtros anaeróbios em escala piloto com volume de 160 litros cada, tendo, TDH de 12 horas e 1 dia.

Para o estudo das taxas de infiltração no solo, oriundos da aplicação dos efluentes do tanque séptico ou do UASB, foram construídos sumidouros em escala piloto com área útil de percolação de aproximadamente 1 m².

Foram acompanhados nos sistemas de tratamento (tanque séptico e UASB) e pós-tratamento (filtros anaeróbios), parâmetros que caracterizam a estabilidade operacional: temperatura, pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis, parâmetros que caracterizam o desempenho de cada reator: DQO, sólidos totais e voláteis, sólidos suspensos totais e voláteis, além, de parâmetros que caracterizam a concentração e massa de lodo nos sistemas de tratamento.

Após a avaliação dos resultados, foi permitido concluir-se que, o UASB apresentou melhores remoções da DQO que o tanque séptico, remoções de sólidos suspensos bem próximas entre os dois sistemas de tratamento, os filtros anaeróbios apresentaram remoções complementares mais significativas no tanque séptico que no UASB e que ambos apresentaram as mesmas taxas de infiltração nos sumidouros, durante todo o período em que estas foram monitoradas.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Esgoto Doméstico e suas Características

Para a ABNT (1982), esgoto doméstico é um resíduo líquido, resultante das atividades humanas desenvolvida nas edificações domiciliares, comerciais ou institucionais. Estes resíduos líquidos, estão incluídos as águas servidas resultantes de limpezas, lavagens, preparo de alimentos, higiene pessoal bem como das necessidades fisiológicas.

Nos esgotos domésticos, somente 0,1 % dos seus componentes são considerados resíduos, os outros 99,9 % são água. No entanto, esta percentagem de resíduos, que a primeira vista parece ser insignificante, representa um sério perigo para a saúde pública por apresentar um alto potencial de poluição e contaminação dos corpos aquáticos e do solo. Os resíduos presentes no esgoto são constituídos principalmente de sólidos em suspensão, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos (van Haandel e Lettinga, 1994).

Para Metcalf e Eddy (1991) os esgotos domésticos podem ser classificados de acordo com sua concentração de sólidos e matéria orgânica. Desta forma, eles podem ser fortes, médios ou fracos como mostra a Tabela 2.1.

Na Tabela 2.2 são apresentadas as características físico-químicas do esgoto da cidade de Campina Grande segundo por Pinho (1993) após um período de 55 meses de avaliação. Na Tabela 2.3 estão colocadas as características dos esgotos nos bairros do Catolé, Pedregal bem como da ETE de Catingueira da mesma cidade onde, de acordo com as classificações de Metcalf e Eddy (1991), podem ser classificados como fraco e forte nos bairros do Catolé e Pedregal respectivamente. Nascimento (1996), considerou o esgoto que chega à ETE de Catingueira, como sendo o que pode ser representado para toda a cidade de Campina Grande. De acordo com as classificações encontradas na Tabela 2.3, este esgoto pode se classificar como médio em relação à matéria orgânica e forte em relação aos sólidos suspensos.

Tabela 2.1 – Classificação dos esgotos sanitários em relação à concentração de sólidos e matéria orgânica

<i>Componente</i>	<i>Concentração</i>		
	<i>Forte</i>	<i>Média</i>	<i>Fraca</i>
Sólidos totais (mg/L)	1200	720	350
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	850	500	250
Fixos (mg/L)	525	300	145
Voláteis (mg/L)	325	200	105
Sólidos suspensos totais (mg/L)	350	220	100
Fixos (mg/L)	75	55	20
Voláteis (mg/L)	275	165	80
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	20	10	5
DBO ₅ (mg/L)	400	220	110
DQO (mg/L)	1000	500	250

Fonte: Metcalf e Eddy (1991)

2.2- Tratamento de esgotos domésticos

Como foi visto anteriormente, os esgotos possuem características que podem causar sérios problemas se lançados diretamente em meios naturais, sejam estes o solo ou corpos aquáticos (a prática mais comum). Além de poluir e/ou contaminar estes ambientes, tendem a provocar sérios riscos à saúde da população, principalmente aquela que não tem acesso à água tratada.

Torna-se, então, necessário que seja realizada a remoção das características indesejáveis do esgoto para que, assim, o seu lançamento possa ocorrer de acordo com os critérios das autoridades legislativas.

Vários são processos de tratamento de esgoto que podem ser aplicados. Dentre estes, destacam-se os processos biológicos, físicos e/ou químicos. Segundo van Haandel e Lettinga (1994), o tratamento pode visar a remoção parcial de sólidos em suspensão, material orgânico biodegradável, nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos, por serem estes os principais poluentes encontrados no esgoto doméstico.

Tabela 2.2- Características físico-químicas do esgoto bruto de Campina Grande-PB

Constituinte	Varição
Sólidos totais	945-1.336 mg/L
Voláteis	250-500 mg/L
Sólidos suspensos totais	160-405 mg/L
Voláteis	167-292 mg/L
Sólidos sedimentáveis	4-12 mg/L
DBO ₅ ^{20°C}	105-358 mg/L
DQO	399-827 mg/L
Nitrogênio nítrico	0,02-1,65 mg/L
Nitrogênio amoniacal livre	29,2-54,5 mg/L
Fósforo total	4,50-9,70 mg/L
Ortofosfato solúvel	2,51-4,38 mg/L
Cloretos	220-427 mg/L
Alcalinidade em CaCO ₃	280-381 mg/L
Sulfetos	2,58-5,77 mg/L
PH	7,35-8,06
Temperatura	24-28 °C

Fonte: Pinho (1993)

Tabela 2.3 – Composição média do esgoto de bairros da cidade de Campina Grande-PB

Componente	Local		
	Catolé ⁽¹⁾	Pedregal ⁽²⁾	ETE Catingueira ⁽¹⁾
Sólidos suspensos (mg/L)	137	429	300
Fixos (mg/L)	(-)	177	(-)
Voláteis (mg/L)	(-)	252	(-)
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	(-)	8,5	(-)
DBO ₅ (mg/L)	91	369	200
DQO (mg/L)	247	727	500

Fonte: Adaptado de Sousa (1999) e Bezerra (1998)

(-) dado não disponível, (1) Nascimento, 1996 e (2) van Haandel e Lettinga, 1994

2.3- Processos de Tratamento

A remoção da matéria orgânica contida em esgotos pode ser realizada através de mecanismos que utilizam processos biológicos, destacando-se os dois tipos de mecanismos biológicos de tratamento: o aeróbio, onde a matéria orgânica é reduzida, e atuam como oxidantes, geralmente, o oxigênio molecular, nitrato ou sulfato, gerando produtos minerais, e o anaeróbio onde na ausência de oxidante, acontece um rearranjo de elétrons molecular, originando produtos mais reduzidos e o biogás com predominância de metano e dióxido de carbono. O tratamento aeróbio, até os dias de hoje, ainda é o mais utilizado em esgotos. No entanto, é cada vez maior a aceitação dos processos anaeróbios, principalmente após a descoberta dos reatores de alta taxa, como será descrito posteriormente.

O tratamento anaeróbio de esgotos começou a ser aplicado no final do século 19 na Europa, onde nas primeiras décadas, destacaram-se o tanque séptico e o tanque Imhoff. No entanto, estas unidades conseguem uma remoção limitada, em média na ordem de 30 a 50 %, enquanto que os reatores aeróbios em média, conseguem remoções de matéria orgânica entre 90 e 95 %. Por esta razão, até o desenvolvimento de uma tecnologia anaeróbia mais eficiente, o tratamento em tanques sépticos e/ou Imhoff foi perdendo espaço para a tecnologia aeróbia.

A baixa eficiência dos primeiros reatores anaeróbios se deve, principalmente, a utilização de um fluxo horizontal, que impossibilita o contato direto entre o esgoto bruto e a biomassa anaeróbia depositada no fundo do reator. Apesar disto, o tanque séptico ainda hoje é amplamente utilizado no tratamento unifamiliar de regiões desprovidas de redes coletoras de esgoto.

Com o advento de pesquisas na área de tratamento anaeróbio, foi possível o desenvolvimento de sistemas de alta taxa, caracterizados pela capacidade de retenção de grandes quantidades de biomassa ativa com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH) (Chernicharo, 1997).

Dentre os reatores de alta taxa, destacam-se o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) e o filtro anaeróbio, por possuírem dispositivos de retenção de massa de lodo e assegurarem o contato entre este lodo e o material orgânico que entra no sistema.

No UASB há um crescimento disperso da biomassa anaeróbia e no filtro anaeróbio este crescimento se dá por forma de adesão em um meio suporte, normalmente composto de brita.

2.4- Metabolismo bacteriano

O metabolismo bacteriano de utilização da matéria orgânica é o principal mecanismo do tratamento biológico para a remoção de matéria orgânica. Este consiste na utilização da matéria orgânica pelas bactérias ou como fonte de energia, ou como fonte de material para síntese de material celular. O primeiro caso é chamado de catabolismo e o segundo de anabolismo sendo que neste último, o material orgânico é transformado e incorporado na massa celular. No anabolismo há um consumo de energia e, assim, ele só é possível com a ocorrência simultânea do catabolismo para o fornecimento de energia. Já o catabolismo só ocorre na presença de uma população de bactérias. Portanto, os dois processos são interdependentes e ocorrem simultaneamente.

Quando, no ambiente, há disponibilidade de um oxidante (acceptor de elétrons), a oxidação da matéria orgânica é realizada através de uma reação redox e este processo é denominado de catabolismo oxidativo.

Outro tipo de processo é o catabolismo fermentativo que ocorre em um ambiente desprovido de oxidantes. Com isso, diferente do outro processo, não haverá a destruição do material orgânico, mas sim um sucessivo rearranjo molecular com a transferência intramolecular de elétrons. No final deste processo, a DQO digerida estará na forma de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2).

A digestão anaeróbia é a transformação da matéria orgânica pelo catabolismo fermentativo até a sua forma mais reduzida que é o metano. No entanto, nem toda fração da matéria orgânica contida no esgoto pode ser imediatamente transformada em metano. As frações mais complexas necessitam de uma sucessão de processos de transformação, para que então possam vir a ser convertidas em metano. Estas fases intermediárias serão descritas a seguir.

2.5- Fases da digestão anaeróbia

Tendo em vista que a maior parte do material orgânico contido nos esgotos é composta de proteínas, carboidratos e lipídios, para uma conversão completa serão necessários quatro etapas de digestão anaeróbia. A Figura 2.1 apresenta uma representação esquemática destas etapas sugerida por Gujer e Zehnder (1983) *apud* Van Haandel e Lettinga (1994).

2.5.1- Hidrólise

Nem todo substrato contido nos esgotos está sob a forma solúvel, uma boa parte está presente sob a forma particulada e assim não pode ser imediatamente utilizada pelas bactérias. Assim, no processo de hidrólise, o material particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. Para isto, as bactérias fermentativas utilizam exoenzimas.

No final deste processo, as proteínas são convertidas para aminoácidos, os carboidratos para açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios para ácidos graxos de cadeia longa de C (C15 a C17) e glicerina. A taxa de conversão de lipídios é muito baixa em temperaturas abaixo de 20 °C (O'Rourke, 1968 apud Medeiros Filho, 2000).

2.5.2- Acidogênese

Nesta fase, os produtos oriundos da hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas e liberados sob a forma de ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais (CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , etc.).

Os AGV que resultam da acidogênese (HAc, HPr, HBr, etc.) são denominados de voláteis por serem destilados a baixa temperatura em pressão atmosférica (Sawyer *et al.*, 1994).

Cerca de 1% das bactérias responsáveis pela acidogênese são facultativas e assim são capazes de oxidar o substrato por via oxidativa. Isto, as torna muito importantes na digestão anaeróbia já que em uma eventual presença de oxigênio (tóxico para as bactérias anaeróbias estritas), este pode ser removido por elas.

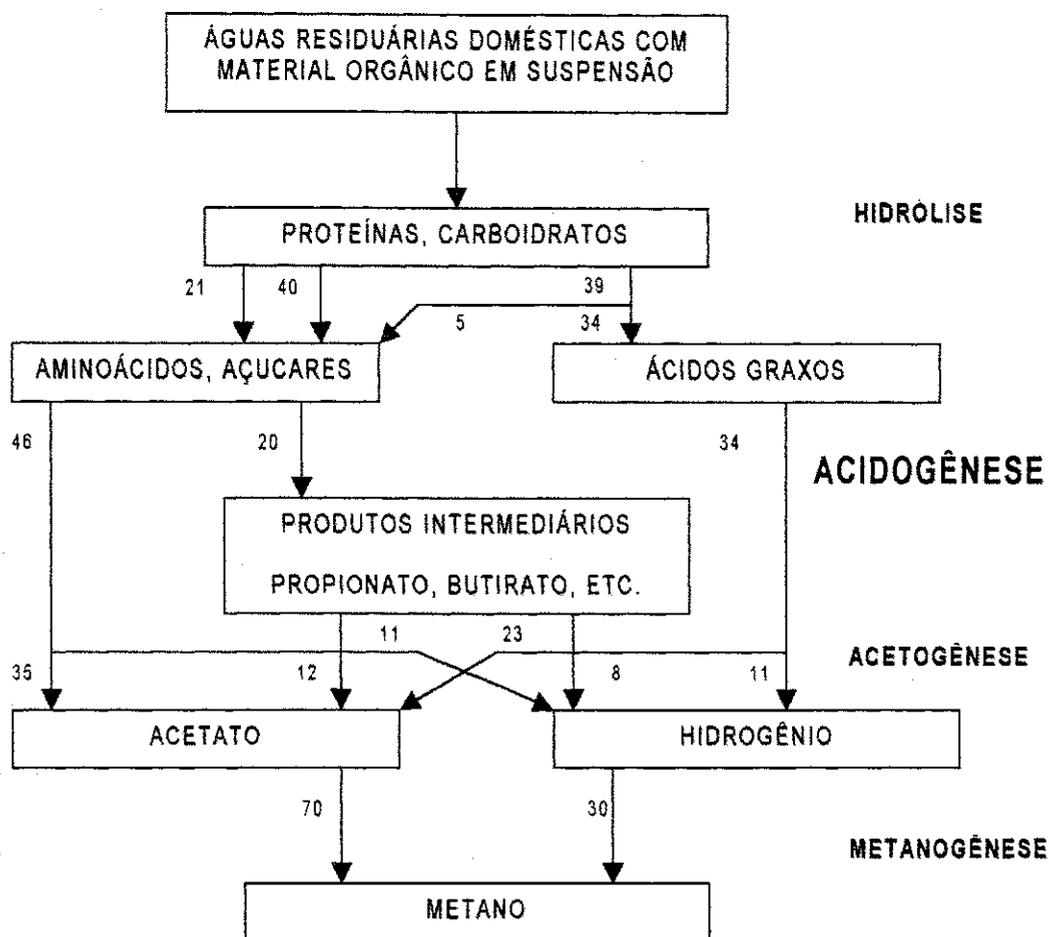


Figura 2.1- Sequência de processos da digestão anaeróbia (os números referem-se à porcentagem da matéria orgânica digerida expressa como DQO)

FONTE: van Haandel e Lettinga (1994)

2.5.3- Acetogênese

Como mostra a Figura 2.1, dos produtos gerados na acidogênese, o hidrogênio e o acetato podem ser diretamente utilizados pelas bactérias metanogênicas e, assim, serem convertidos para metano.

O propionato (HPr) e o butirato (HBr) gerados na fase anterior são convertidos em H₂ e ácido acético (HAc) na acetogênese.

2.5.4- Metanogênese

Segundo Gujer e Zehnder (1983) a metanogênese é em geral, o passo limitante da digestão anaeróbia, embora em temperaturas menores que 20 °C a hidrólise possa se tornar limitante.

Na metanogênese se destacam dois grupos de bactérias, as acetotróficas que produzem metano e dióxido de carbono a partir do acetato, e as hidrogenotróficas que também produzem metano a partir da redução do dióxido de carbono (Pfeffer, 1979). As bactérias acetotróficas possuem uma pequena taxa de crescimento e por esta razão, limitam a produção de biogás. Assim, tem-se as seguintes reações:

- metanogênese acetotrófica: $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
- metanogênese hidrogenotrófica: $4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$

Segundo Sousa (1999) para que se tenha uma boa remoção de matéria orgânica do esgoto bruto devem ser atendidas três condições:

- ter metanogênese para limitar a concentração de HAc, isto é, deve-se estabelecer um equilíbrio entre a fermentação ácida e metanogênica;
- ter uma alcalinidade suficiente para que o pH permaneça próximo ao neutro (boa capacidade de tamponação), mantendo-se uma alta taxa de metanogênese devido à boa estabilidade do pH;
- que a metanogênese acetotrófica, por ocorrer numa maior taxa se desenvolva eficientemente, pois apenas 30% do material orgânico do afluente é convertido a metano pela via hidrogenotrófica.

Os três primeiros processos, por conveniência, podem ser chamados de fermentação ácida, devendo ser completados pela fermentação metanogênica.

2.6- Condições ambientais que afetam a digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio é um processo que pode ser considerado como relativamente simples em termos de operação e manutenção por dispensar, dentre outras coisas, despesas com energia elétrica e pela maioria dos reatores que utilizam esta tecnologia, não demandar grandes áreas. No entanto, para que a digestão anaeróbia possa se realizar plenamente é necessário que sejam mantidas condições ambientais adequadas, principalmente quanto à temperatura, ao pH, à concentração de nutrientes e substâncias que possam ser tóxicas aos microrganismos responsáveis pelo processo.

2.6.1- Temperatura

A temperatura pode ser considerada como o principal fator ambiental para a digestão. As bactérias metanogênicas podem ser consideradas como as mais importantes do processo de digestão anaeróbia por realizarem a última etapa da

digestão convertendo acetato e dióxido de carbono, a metano. Só que estes microrganismos tem as suas atividades metabólicas prejudicadas quando submetidos a variações bruscas de temperatura, com isto torna-se importante a manutenção no tratamento de uma temperatura constante (Chernicharo, 1997).

A digestão anaeróbia de esgotos pode ser classificada com base na temperatura que este é submetido. Van Haandel e Lettinga (1994) distinguem duas regiões de digestão, uma com temperaturas abaixo de 45 °C chamada de mesofílica e outra chamada de termofílica para temperaturas superiores. Destacam também, que dentro da faixa mesofílica, temperaturas de 30 a 35 °C podem ser consideradas como ótimas para este tipo de processo.

O Brasil, por ser um país de clima predominantemente tropical, apresenta em média nos seus esgotos sanitários uma temperatura entre 20 e 25 °C. Desta forma como é inviável o fornecimento extra de calor e como o metano produzido por esgotos domésticos não é suficiente para o seu aproveitamento como fonte de energia, os reatores anaeróbios tendem a ser operados sob condições sub-ótimas (*ibid.*). No entanto, Sousa (1999) trabalhando com reatores UASB em escala piloto à uma temperatura média de 25° C, obteve remoções da DQO de até 72%.

2.6.2- pH

O pH é outra condição extremamente importante para uma digestão anaeróbia ideal. As bactérias metanogênicas só realizam plenamente suas atividades quando o pH do esgoto está o mais próximo possível do neutro (7,0). Para um pH menor que 6,3 e maior que 7,8 a atividade metanogênica diminui rapidamente (Van Haandel e Lettinga, 1994).

Desta forma, é de fundamental importância que o esgoto tenha uma capacidade de tamponamento que possa garantir que não ocorrerão mudanças bruscas do pH quando, no tratamento, forem formados ácidos. A alcalinidade pode ser entendida como a capacidade de uma solução em neutralizar ácidos. A sua presença em águas se deve principalmente ao sistema carbônico que tem origem na dissolução de CO₂ atmosférico bem como na lixiviação de solos ricos em compostos carbonatados. Desta forma, fica estabelecida a importância da alcalinidade como medida da capacidade de tamponação e, por isto mesmo, é um parâmetro muito usado no tratamento de esgotos. Geralmente, as águas residuárias de origem doméstica já possuem um capacidade de tamponação tal, que garanta que o pH do esgoto no tratamento anaeróbio fique dentro

de uma faixa de 6,5 a 7,5, faixa esta que garante um desempenho satisfatório de um digestor anaeróbio. Outro fator importante, é a concentração de amônia que, dentro desta faixa ideal de pH para a digestão anaeróbia, age como uma base forte, assumindo, assim, um relevante papel no tamponamento dos sistemas de tratamento.

2.6.3- Nutrientes

Normalmente os nutrientes não são um fator limitante no processo de tratamento de esgotos domésticos. Isto acontece devido aos esgotos já apresentarem concentração abundante, principalmente de macronutrientes como nitrogênio e fósforo, fazendo que seja atendida a necessidade nutricional das populações de microrganismos, responsáveis pela digestão anaeróbia.

2.6.4- Substâncias tóxicas

No caso de esgotos domésticos, as substâncias que podem aparecer em concentrações prejudiciais para a digestão anaeróbia, são o oxigênio — que pode estar presente devido a sua dissolução com o esgoto antes de entrar no sistema — e o sulfeto — que é gerado na própria digestão anaeróbia. Outras substâncias tóxicas para o processo como metais pesados, biocidas, organoclorados, etc., dificilmente aparecem em concentrações suficientes para compromete-lo.

2.7- Tanque séptico

O tanque séptico é a forma mais antiga de tratamento anaeróbio (Andrade de Neto, 1996), sendo, até os dias de hoje, a mais extensivamente empregada, numericamente. Em todos os países, o tanque séptico é aplicado não somente no tratamento dos esgotos de residências (unifamiliar), como também no de pequenas aglomerações e, até mesmo, cidades (Campos, 1999). Seu sucesso se deve principalmente à sua simplicidade construtiva e operacional, o que faz com que o mesmo, seja um dos sistemas convencionais mais utilizados (van der Graaf e Fastenau, 1986)

Constituem-se em tratamento primário para esgotos e são mais utilizados para efluentes líquidos residenciais, principalmente em localidades desprovidas de coletores públicos. É considerado tratamento primário por ser uma unidade onde ocorre a decantação do esgoto e a digestão do lodo sedimentado, sendo assim, melhor classificado como decanto-digestor, necessitando, assim, de tratamento complementar.

Segundo De Oliveira (1983), o tanque séptico em primeira instância, é um tanque de sedimentação embora nele se desenvolva um processo de digestão anaeróbia de lodo e uma eventual remoção da matéria orgânica biodegradável do sobrenadante.

2.7.1- Funcionamento

Segundo Chernicharo (1997), o funcionamento dos tanques sépticos pode ser descrito da seguinte forma:

- os sólidos sedimentáveis presentes no esgoto afluente vão ao fundo do tanque, constituindo a camada de lodo;
- óleos, graxas e outros materiais mais leves, presentes no esgoto afluente, flutuam até a superfície do tanque, vindo a formar a camada de espuma;
- o esgoto, livre dos materiais sedimentáveis e flotantes, flui entre as camadas de lodo e de espuma, deixando o tanque séptico em sua extremidade oposta, de onde é encaminhado a uma unidade de pós-tratamento ou de disposição final;
- o material orgânico retido no fundo do tanque sofre uma decomposição anaeróbia, sendo convertido em compostos mais estáveis como CO_2 , CH_4 e H_2S . Embora o H_2S seja produzido nos tanques sépticos, problemas de odor não são usualmente observados, uma vez que este se combina com metais acumulados no lodo, vindo a formar sulfetos metálicos insolúveis;
- a decomposição anaeróbia proporciona uma redução contínua no volume de lodo depositado no fundo do tanque, mas há sempre uma acumulação ao longo dos meses de operação do tanque séptico. Como consequência, a acumulação de lodo e de espuma leva a uma redução no volume útil do tanque, demandando a remoção periódica desses materiais.

2.7.2- Formas

A forma do tanque séptico pode ser cilíndrica ou prismática, a última está representada na Figura 2.2 (a). Os tanques sépticos que apresentam maior eficiência são aqueles que dispõem de câmaras em série, geralmente duas como mostra a Figura 2.2 (b). Nestes tanques, na primeira câmara é retida a maioria dos sólidos

sedimentáveis e flutuantes, sendo que a segunda, já quase livre de gases, retém os sólidos que escaparam das anteriores.

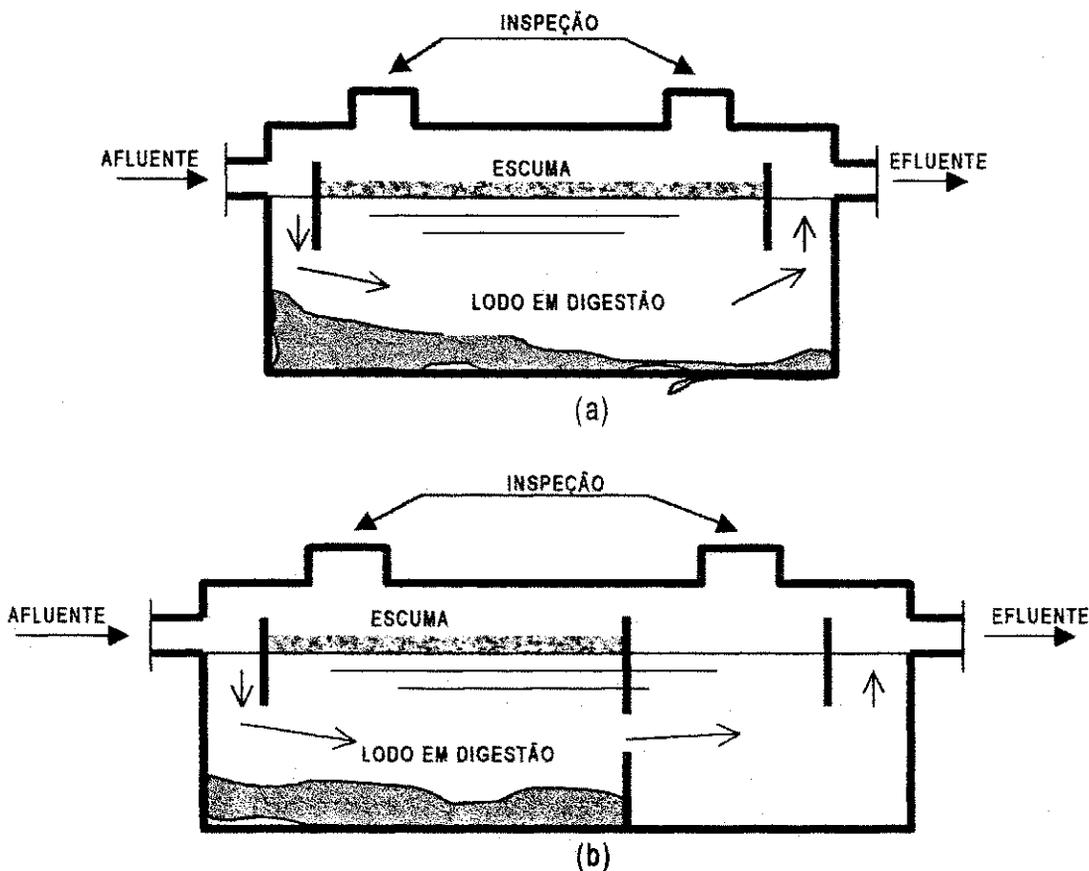


Figura 2.2- Esquema de duas formas de tanque séptico prismático: (a) câmara única e (b) câmaras em série

Wagner e Lanoix (1958) *apud* De Oliveira (1983) frisam que a forma do tanque séptico influencia a velocidade do fluxo e a espessura da camada de lodo e é a responsável pela existência ou não de zonas mortas.

Do ponto de vista econômico, a forma cilíndrica pode ser considerada como a mais viável por apresentar um custo de construção mais baixo que a forma prismática.

2.7.3- Vantagens e desvantagens

O tanque séptico é uma unidade tecnologicamente simples, compacta e de baixo custo. Apesar de apresentar uma eficiência consideravelmente baixa em termos de remoção de matéria orgânica, o seu efluente pode mais facilmente receber um pós-tratamento ou mesmo receber uma disposição final. Pode ser considerado como

uma vantagem quando associado a um reator que remove matéria orgânica dissolvida (como o filtro anaeróbio), já que remove a maior parte da matéria orgânica particulada e sedimentável, os sólidos suspensos decantáveis.

Podem ser operados com vazões pequenas, médias e grandes, principalmente quando construídos em módulos (Campos, 1999).

Apesar de terem um desempenho bem mais limitado e de necessitarem de volumes bem maiores (as principais desvantagens) que os sistemas de alta taxa como o UASB, os tanques sépticos apresentam algumas vantagens sobre esses:

- é mais resistente a flutuações quantitativas e qualitativas do afluente;
- o material inerte que esteja ali presente não representa comprometimentos ao sistema;
- a presença de substâncias tóxicas pouco afeta a biomassa presente no lodo decantado;
- podem ser projetados para residências;
- como a maioria das localidades brasileiras é desprovida de redes coletoras, este reator torna-se muito viável para a aplicação em residências. Isto, pode minimizar os problemas causados por esta deficiência.

2.7.4- Tratamento e/ou disposição final do efluente

Os tanques sépticos são normatizados pela ABNT (1982) a qual estabelece os seguintes tipos de pós-tratamento: a) para o efluente líquido → filtro anaeróbio, filtro de areia, vala de infiltração, vala de filtração, escoamento superficial, desinfecção; b) para o lodo → digestor e leito de secagem.

No entanto, a maioria das cidades e comunidades brasileiras é desprovida de redes coletoras de esgoto o que torna necessária uma forma de tratamento e/ou disposição final para seu efluente. A principal alternativa para tratamento complementar de esgoto utilizada pelas residências, é o filtros anaeróbio.

São estabelecidos os seguintes tipos de disposição final para efluentes de esgoto: a) para o efluente líquido→ sumidouro, vala de infiltração, sistema publico simplificado, corpo d'água receptor; b) para o lodo→ aterro sanitário, campo agrícola (*ibid*).

Quanto à disposição final, no Brasil, a forma mais utilizada para este fim, são os sumidouros. Vale ressaltar que os mesmos também são normatizados pela ABNT na norma 7229/82 e é muito importante que sigam estas normas principalmente no que diz respeito à distância mínima entre o seu fundo e o primeiro aquífero subterrâneo tendo em vista a não contaminação das águas subterrâneas.

É crescente a utilização do efluente dos tanques sépticos na irrigação ou produção de gramíneas forrageiras em tabuleiros inclinados (disposição controlada no solo em escoamento superficial) (Campos, 1999).

2.7.5- Desempenho

A literatura acerca das eficiências de remoções de tanques sépticos, carece deste tipo de informação ou é de difícil acesso, pela ausência de divulgação (BRANCO, 1992).

Na Tabela 2.4 são apresentadas as remoções encontradas por alguns pesquisadores em tanques sépticos de câmara única.

Tabela 2.4- Remoções verificadas em tanques sépticos de câmara única

REMOÇÕES (%)	DQO	DBO	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	SÓLIDOS SUSPENSOS	COLIFORMAS TOTAIS
Azevedo Neto e Hess (1970)	30 a 60	40 a 60	85 a 95	50 a 70	-
Vieira e Além Sobrinho (1983)	57	62	56	-	55

FONTE: BRANCO (1992)

Já em relação a tanques sépticos de câmaras em série, De Oliveira (1983) estudando durante 16 meses um modelo composto de duas câmaras, alimentado com esgoto bruto da cidade de Campina Grande- PB, concluiu que a primeira câmara propiciou uma remoção de 70% da DBO₅ e a segunda, aumenta essa remoção para 75%. Com relação aos sólidos suspensos, foi atingida uma remoção de 77% na primeira câmara e de 90% na segunda.

Além Sobrinho e Said (1991) *apud* Campos (1999) estudando também este tipo de reator com câmaras em série, encontraram remoções médias de 66% para DBO₅, 64% para DQO e 59% para sólidos suspensos.

2.7.6- Parâmetros de projeto

A seguir serão vistos os principais parâmetros de projeto para o dimensionamento de tanques sépticos para residências. A ABNT nas normas, NBR 7229/82 e NBR 7229/93, adota critérios e parâmetros para tal realização, onde, o volume útil do tanque séptico pode ser calculado pela seguinte equação:

$$V = 1000 + N (C \cdot TDH + K \cdot Lf) \quad (2.1)$$

Onde:

V: Volume útil (L);

N: número de contribuintes;

C: contribuição de despejos (L/hab.d);

K: taxa de acumulação de lodo digerido (d);

Lf: contribuição de lodo fresco (l/hab.d).

Segundo Campos (1999), os tanques sépticos podem ser dimensionados com o cálculo de dois volumes, o destinado à decantação e o destinado à acumulação de lodo.

2.7.6.1- Volume de decantação

O volume no reator destinado à decantação dos sólidos contidos no esgoto pode ser calculado com o auxílio da Equação 2.2:

$$Vd = Q \cdot T \quad (2.2)$$

Onde:

Vd: volume destinado a decantação;

Q: vazão afluente;

T: tempo de detenção na zona de decantação.

A vazão afluente pode ser calculada com o produto entre o número de pessoas residentes e a contribuição de esgoto por pessoa. A NBR 7229/93 recomenda valores para a contribuição *per capita* na faixa de 100 a 160 l/habitante.dia. A NBR 7229/93 recomenda tempos de detenção de 1 dia para vazões de até 1,5 m³/d e de 12

horas para vazões superiores a 9 m³/d. Para vazões entre 1 e 9 m³/d o valor de T diminui em duas horas para cada 1.500 l a mais de contribuição.

2.7.6.2- Volume para o lodo

Para o dimensionamento deste volume, é necessário que este se divida em dois volumes distintos: o destinado para a digestão de lodo e o destinado ao lodo em digestão.

O volume destinado à digestão de lodo pode ser calculado com o auxílio da Equação 2.3.

$$V_{\text{dig}} = N \cdot L_f \cdot R_{\text{dig}} \cdot T_{\text{dig}} \quad (2.3)$$

Onde:

R_{dig} : coeficiente de redução do volume de lodo por adensamento e destruição de sólidos na zona de digestão;

T_{dig} : tempo de digestão de lodos.

Para prédios residenciais a L_f recomendado pela NBR 7229/93 é de 1,0 l/hab.d, o valor de R_{dig} é de 0,5 enquanto que T_{dig} tradicionalmente utilizado no Brasil é de 50 dias.

O volume destinado ao armazenamento do lodo pode ser calculado pela Equação 2.4:

$$V_{\text{arm}} = N \cdot L_f \cdot R_{\text{arm}} \cdot T_{\text{arm}} \quad (2.4)$$

Onde:

R_{arm} : coeficiente de redução de lodo devido à digestão;

T_{arm} : tempo de armazenamento de lodo digerido.

Para regiões de clima quente como o Brasil, pode-se adotar um valor de R_{arm} de 0,15. O valor de T_{arm} pode ser de três anos para reatores pequenos e de seis meses para reatores grandes.

Assim, o volume total destinado ao lodo pode ser calculado como:

$$V_l = V_{\text{dig}} + V_{\text{arm}} \quad (2.4)$$

Desta forma, o volume útil total do tanque é dado como:

$$V = V_d + V_l \quad (2.5)$$

2.8- Filtro anaeróbio

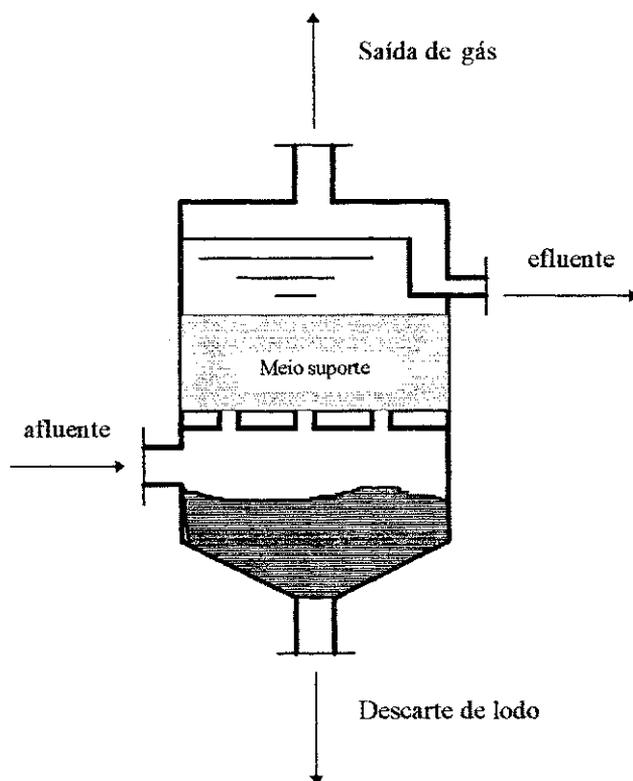
Um dos sistemas de alta taxa mais desenvolvidos é o filtro anaeróbio, que também se constitui em um bom reator para receber o efluente dos tanques sépticos ou UASB, aumentando assim, a eficiência do tratamento, principalmente na remoção da matéria orgânica e dos sólidos suspensos.

Este tipo de sistema tem a capacidade de realizar uma remoção complementar da DQO particulada através da retenção de sólidos devido à decantação ao longo do corpo do filtro anaeróbio e também devido a hidrólise realizada pela biomassa aderida ao meio suporte. Isto por que, há um contato permanente entre o afluente e esta biomassa de forma que isto garante também a remoção complementar da DQO solúvel.

2.8.1- Funcionamento

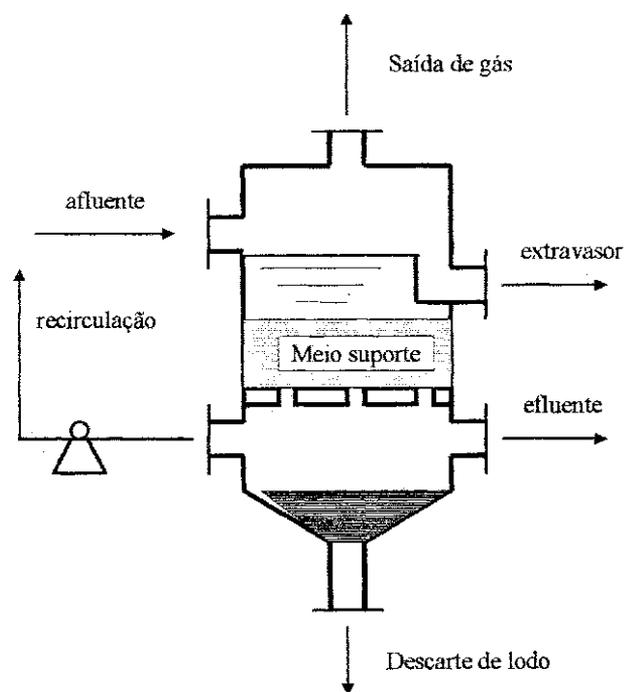
Segundo Andrade Neto (1996), os filtros anaeróbios consistem basicamente de um leito de pedras, ou outro material inerte, de 0,6 a 1,2 m de altura, confinado em um tanque. O líquido entra no reator e flui através da camada de material de enchimento (meio suporte), sendo então descarregado. Para Young (1991), o filtro anaeróbio é um tipo de reator que estabiliza a matéria orgânica através da ação de microrganismos, que ficam retidos nos interstícios ou aderidos ao material suporte que constitui o leito através do qual os despejos líquidos escoam.

Os filtros anaeróbios possuem fluxo hidráulico vertical ascendente (Figura 2.3) ou descendente (Figura 2.4). No caso dos de fluxo ascendente, a entrada do líquido é feita pela base e, após sua passagem por um leito filtrante, é descarregado pela parte superior do reator. Os de fluxo descendente têm escoamento no sentido oposto, ou seja o líquido entra na parte superior e sai pelo fundo do reator, passando também por um leito filtrante.



Fonte: Chernicharo (1997)

Figura 2.3- Filtro anaeróbio de fluxo ascendente



Fonte: Chernicharo (1997)

Figura 2.4- Filtro anaeróbio de fluxo descendente

2.8.2- Vantagens e desvantagens

Os filtros anaeróbios são reatores que podem ser utilizados como tratamento e também como pós-tratamento sendo, este último o mais indicado pois recebem esgoto pré-tratado onde predominam impurezas solúveis e coloidais e, assim, não correm o risco de entupimento (uma desvantagem deste reator).

Como todo processo anaeróbio, os filtros anaeróbios têm uma baixa remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos e se esta for a necessidade, precisarão de um eventual pós-tratamento. Quando utilizado como pós tratamento de efluentes de tanques sépticos (o que é recomendado pela ABNT), apresentam em seus efluentes uma concentração relativamente baixa de matéria orgânica e sólidos em suspensão.

De uma forma geral apresentam as seguintes vantagens segundo Campos (1999):

- boa resistência a variações da vazão afluente o que propicia uma estabilidade operacional;
- baixa perda da biomassa retida no meio suporte;
- construção e operação simples;
- não necessitam de inóculo para a partida e de decantação complementar.

As principais desvantagens são:

- risco de entupimento dos interstícios do meio suporte;
- volume relativamente grande devido ao espaço ocupado pelo meio suporte;
- custo adicional com material suporte.

2.8.3- Meio suporte

O meio ou camada suporte é o principal componente dos filtros anaeróbios pois este é responsável pela retenção de sólidos biológicos.

São as seguintes as principais finalidades da camada suporte (Young, 1991): a) atuar como dispositivo para separar os sólidos dos gases; b) ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator; c) melhorar o contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator; d) permitir a retenção e acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o conseqüente aumento

do tempo de detenção celular; e) atuar como barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento.

Os sólidos se encontram aderidos à superfície do material suporte, na forma de biofilme, ou retidos nos espaços intersticiais dessa camada, na forma de agregados, tais como flocos e grânulos (Pinto & Chernicharo, 1996).

Na Tabela 2.5, são descritos alguns requisitos indispensáveis para materiais suporte nos filtros anaeróbios.

Tabela 2.5- Requisitos para meios suporte de filtro anaeróbio

Requisito	Objetivo
Ser estruturalmente resistente	Suportar o próprio peso, adicionado ao peso dos sólidos biológicos aderidos à sua superfície
Ser biológica e quimicamente inerte	não haver reação entre o leito e os microrganismos
Possuir grande área específica	permitir aderência de maior quantidade de sólidos biológicos
Possuir porosidade elevada	permitir uma maior área livre disponível para a acumulação de bactérias e para reduzir a possibilidade de colmatção
Possibilitar a colonização acelerada dos microrganismos	diminuir o tempo de partida do reator
Apresentar formato não achatado ou liso	garantir uma porosidade elevada
Preço reduzido	viabilizar o processo, não apenas tecnicamente, mas também economicamente

FONTE: Adaptado de Souza, 1982b *apud* Carvalho, 1994

2.8.4- Desempenho

Os filtros anaeróbios têm uma melhor aplicabilidade desempenhando o papel de pós-tratamento, e no caso de tratamento unifamiliar, são aplicados para um tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos.

Vieira e Além Sobrinho (1983) operando um sistema de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio observaram um acréscimo de 22% na remoção da DQO em

relação à verificada pelo tanque séptico o que fez com que a remoção global fosse de 79%. Com relação aos sólidos suspensos, houve um acréscimo de 30% elevando, assim, a remoção global para 86%.

De Oliveira (1983) analisando o desempenho de um filtro anaeróbio como pós-tratamento do efluente de um tanque séptico com duas câmaras, observou um acréscimo médio no filtro anaeróbio de 8% na remoção da DQO em relação à remoção observada no tanque séptico, elevando a remoção média global para 81%. Em relação aos sólidos suspensos, foi observado um acréscimo de até 9% e, neste caso, a remoção total chegou a 91%.

2.8.5- Parâmetros de projeto

Os dados de pesquisas realizadas com filtros anaeróbios ainda podem ser considerados escassos e dispersos. Isso faz com que não se possa chegar a um consenso para definir os parâmetros de projeto. No entanto o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a temperatura, certamente são os fatores críticos (Campos, 1999).

A ABNT criou regras e parâmetros para o dimensionamento dos filtros anaeróbios. Estas disposições de configurações estão contidas na NBR 7229 de 1982.

Para o cálculo do volume útil, a ABNT mantém até os dias de hoje a fórmula $V_u = 1,6NCT$. Como foi visto anteriormente, N é o número de contribuintes e C a contribuição de esgotos. T que é o mesmo que TDH, varia em função da vazão e da temperatura.

No entanto, Vieira e Além Sobrinho (1983) e Além Sobrinho e Said (1991) mostraram, em estudos distintos, que o critério de dimensionamento de filtros anaeróbios da NBR 7229-82 leva a um superdimensionamento dessa unidade e que a mesma qualidade do efluente pode ser obtida com tempos de detenção bem menores — pelo menos a metade — desde que limpezas sejam feitas a cada 3 meses. Nas condições climáticas do Brasil, pode-se adotar TDH na faixa de 6 a 18 horas.

2.9- Reatores UASB

2.9.1- Histórico

O reator anaeróbio de fluxo ascendente, foi primeiramente desenvolvido na Holanda, durante a década de setenta, pelo prof. Gatzke Lettinga, na Universidade de Wageningen.

Foram aplicadas a ele, diversos tipos de nomenclatura sendo que a primeira foi de reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor), sendo sua tradução para o português, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo. No Brasil, o reator UASB foi denominado de RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente), DAFA (Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente), RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado) e RAFAALL (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente Através de Leito de Lodo). Neste trabalho, será adotada a nomenclatura UASB, pois a mesma, é a original e a mais utilizada pela maioria dos autores ligados a área.

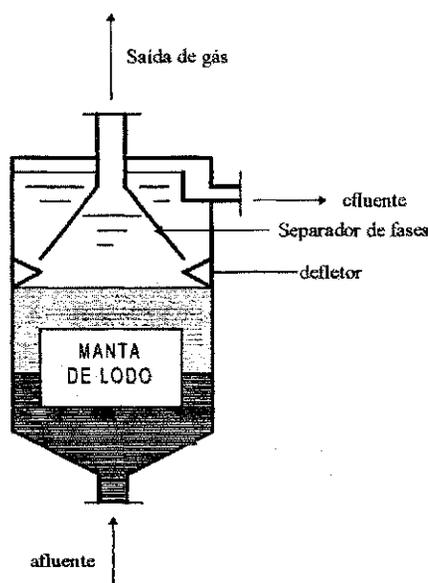
De todos os tipos de reatores anaeróbios de alta taxa, o reator UASB é o mais utilizado nos dias de hoje. Várias unidades em escala real estão implantadas em diferentes países e mais sistemas estão sendo construídos (van Haandel e Lettinga, 1994).

2.9.2- Funcionamento

Como mostra a Figura 2.5, o funcionamento do UASB se baseia no fluxo ascendente do esgoto em seu interior. O esgoto entra na zona de digestão — localizada abaixo do separador de fases — pela parte inferior do reator, próximo à base, tendo um contato imediato com a manta de lodo aonde se encontra a maior parte da biomassa ativa. Assim, o material orgânico afluyente é misturado ao lodo havendo a quebra e solubilização das partículas maiores (sólidos suspensos orgânicos) através do processo de hidrólise. O material solubilizado mais a fração solúvel já contida no esgoto bruto são, então, digeridos anaerobiamente resultando na produção de biogás e de biomassa ativa. O biogás formado segue em trajetória ascendente até o separador de fases aonde se desprende da fase líquida para ser lançado na atmosfera ou ser queimado. Os defletores desviam o biogás, impedindo, assim, a sua passagem para a zona de decantação.

Ao atingir a zona de decantação, situada acima do separador de fases, os flocos de lodo, que ali adentraram, tendem a sedimentar mas, para isso, é necessário que a velocidade do líquido em ascensão na zona de decantação, seja menor que a velocidade de sedimentação das partículas de lodo para que, assim, estas ao sedimentarem possam retornar à zona de digestão através de seu deslizamento sobre a superfície inclinada do separador de fases. Para que ocorra este deslizamento, é necessário que haja o acúmulo dos sólidos sedimentados até que se forma uma massa de lodo com um peso maior que a força de atrito.

Por fim, o efluente deixa o reator pela sua parte superior com um baixo teor de sólidos sedimentáveis, havendo, com o tempo, o crescimento líquido do lodo no interior do reator até o seu descarte junto com o efluente.



FONTE: Chernicharo (1997)

Figura 2.5- Reator de Manta de Lodo (UASB)

Um dos princípios fundamentais do processo é sua habilidade em desenvolver uma biomassa de elevada atividade. Esta biomassa pode se apresentar na forma de grânulos (1 a 5 mm de tamanho) (Chernicharo, 1997).

Os reatores não necessitam de qualquer tipo de equipamento sofisticado, a mistura da matéria orgânica com o lodo é garantida pelo fluxo ascendente das bolhas de gás, o que faz com que o seu custo operacional seja ainda mais baixo. Também não utilizam qualquer tipo de meio suporte (leito filtrante) para retenção de sólidos.

2.9.3- Vantagens e desvantagens

O UASB é um reator que consegue desenvolver em seu interior uma elevada atividade bacteriana (biomassa) e, através do seu fluxo ascendente, garante um perfeito contato entre o afluente e esta biomassa ativa.

É um reator que não espalha maus odores e tem uma operação consideravelmente simples. Há uma pequena produção de lodo biológico de excesso que se apresenta bastante estabilizado e com altas concentrações podendo ser diretamente encaminhado para leitos de secagem.

Outra grande vantagem do reator UASB é o seu custo de implantação e operação relativamente barato. Quase sempre a utilização de energia elétrica é desnecessária.

Segundo van Haandel e Catunda (1996), o UASB pode se tornar se tornar uma opção viável por poder ser aplicado em vários pontos da rede de esgoto, "pulverizando-se" assim o sistema de tratamento, e isso reduziria consideravelmente os custos de construção da rede coletora e de condutores de esgoto.

Porém, este reator apresenta algumas desvantagens e pode-se citar como principais, o tempo elevado de partida, a baixa eficiência na remoção de microrganismos patogênicos e nutrientes e sua intolerância a cargas tóxicas.

2.9.4- Formas

Os reatores UASB podem se apresentar nas formas geométricas circular e prismático-retangular. O primeiro é mais empregado para atender pequenas comunidades enquanto que o segundo tem um maior emprego quando há necessidade de grandes volumes. É possível ainda a confecção de um modelo com área de decantação retangular em um reator na forma circular (de Souza, 1999).

Pode-se dizer, que o fator principal para o seu bom desempenho na remoção de matéria orgânica, não é o formato do reator mas sim o favorecimento de condições físicas de imobilização da biomassa ativa nos flocos bem como a retenção destes. Isto se explica pelo fato de a eficiência do reator estar diretamente ligada à retenção de lodo no reator e o contato e mistura do esgoto com ele.

Desta forma, é necessário que se estabeleça uma configuração adequada para o UASB. Pode-se projetar áreas superficiais maiores na zona de decantação objetivando diminuir a velocidade ascendente nesta e assim garantir uma melhor sedimentabilidade dos sólidos que ali adentrarem.

No entanto, na prática, o mais comum é o uso de reatores UASB com paredes laterais verticais e áreas iguais em todo o seu corpo (van Haandel e Lettinga, 1994).

Para um mesmo TDH, Souza *et al.* (1998) concluíram que a razão área/profundidade não influi marcadamente sobre a eficiência de remoção do material orgânico e a massa de sólidos voláteis varia muito pouco com o TDH e a configuração dos reatores.

2.9.5- Desempenho

Medeiros Filho (2000), operando um reator UASB operando com um TDH de 6 horas pode conseguir uma remoção de 80% da DBO e de 75% dos sólidos suspensos.

A Tabela 2.6 apresenta algumas faixas de remoções observadas por diversos autores utilizando reatores UASB em escala real para diferentes faixas de TDH.

Tabela 2.6- Remoções verificadas em reatores UASB

Autor	TDH (h)	REMOÇÕES (%)		
		DQO	DBO	SST
Haskoning (1989)	2,4 a 8	65 a 67	57 a 79	17 a 78
Vieira e Garcia (1991)	4,4 a 11	53 a 64	39 a 60	55 a 75
Schellinkhout e Collazos (1991)	5 a 19	72 a 66	79 a 80	70 a 69

FONTE: Adaptado de van Haandel e Lettinga (1994)

2.9.6- Critérios de projeto

O dimensionamento de reatores anaeróbios de alta taxa do tipo UASB para o tratamento de esgotos domésticos deve ser feito pelo critério da carga hidráulica e não pela carga orgânica. Outro parâmetro de fundamental importância é o tempo de detenção hidráulica (TDH). Para temperaturas médias próximas de 20 °C, o TDH pode variar entre 6 e 16 horas, dependendo da natureza do esgoto. No entanto, para esta faixa de temperatura, tem sido adotado TDH da ordem de 8 a 10 horas para a vazão média e não inferior a 4 horas para a vazão máxima (Campos, 1999).

Na Tabela 2.7 são apresentadas algumas diretrizes para o estabelecimento de TDH em função da temperatura.

Tabela 2.7- TDH em reatores UASB

Temperatura do esgoto (°C)	TDH (h)	
	Média diária	Mínimo (durante 4 a 6 h)
16-19	> 10-14	7-9
20-26	> 6-9	4-6
> 26	> 6	4

FONTE: Lettinga e Hulshoff Pol (1991) *apud* Medeiros Filho (2000)

Estando definido o TDH, fica definido o volume do reator como o produto entre a vazão e o TDH.

$$V_r = TDH \cdot Q \quad (2.7)$$

Outro parâmetro importante é a velocidade ascendente do esgoto (V_{asc}) no interior do reator, definida pela razão entre a altura do reator e o TDH. Desta forma, fica claro que a diminuição do TDH aumenta V_{asc} . Isto pode acarretar em um arraste dos sólidos pelo fluxo do reator, o que poderá provocar a perda de biomassa do sistema e um conseqüente comprometimento do desempenho do reator.

2.9.7- Produção e característica do lodo

O lodo formado no interior do UASB, devido à acumulação de sólidos, é formado por frações orgânicas e inorgânicas e, quanto maior a primeira, melhor será a sua qualidade pois é nela que se encontra a biomassa ativa.

O lodo pode ser estimado pela determinação dos sólidos suspensos totais e voláteis sendo a fração volátil correspondente à sua parte orgânica (incluindo a biomassa) e a fração fixa correspondente à parte inorgânica, composta principalmente de sólidos suspensos minerais do afluente e sais insolúveis gerados no reator.

A produção de lodo no UASB é baixa, isso deve-se à baixa taxa de crescimento das bactérias anaeróbias. Para esgoto doméstico espera-se que seja em torno de 0,1 kgSSV por KgDQO metabolizada (van Haandel e Lettinga, 1994).

Para um melhor acompanhamento do desenvolvimento de lodo ao longo do reator é necessário que nele se instale uma série de registros ao longo de sua altura. Estes registros poderão vir a ser também utilizados para a descarga de lodo

quando o UASB atingir sua capacidade máxima de acumulação. Não sendo realizadas descargas, o lodo passará a ser descarregado junto com o efluente, prejudicando a sua qualidade, o que irá diminuir sua eficiência. Para o caso de esgotos domésticos, a capacidade máxima de acumulação neste tipo de reator, é da ordem de 31 a 37,5 KgST/m³ (Haskoning, 1989 *apud* de Sousa, 1999).

As camadas inferiores do reator tendem a apresentar um lodo com uma biomassa mais concentrada e estacionária que as superiores devido à menor passagem de bolhas de gás.

O lodo produzido pelo UASB já se apresenta estabilizado e, assim, pode ser encaminhado diretamente para um tratamento de desidratação, por exemplo, em leitos de secagem onde poderá haver uma remoção de patogênicos devido à exposição ao sol. Este tipo de tratamento é barato e reduz bastante as despesas operacionais gerais de uma estação de tratamento.

2.9.10- Sistemas UASB - Filtro anaeróbio

O sistema UASB - filtro anaeróbio pode ser considerado como uma grande alternativa para o tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica. A grande vantagem deste tipo de sistema é a utilização da tecnologia anaeróbia tanto para o tratamento inicial como para o pós tratamento. Isto implica em uma grande redução nos custos com energia e operação.

O filtro anaeróbio, tendo uma melhor aplicabilidade no tratamento complementar de esgotos, pode ser uma boa alternativa para realização do pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

Segundo Chernicharo (1997), a extensão de formação do biofilme e da própria remoção de material carbonáceo por via bioquímica no sistema UASB e filtro anaeróbio em série, passa a depender da quantidade de matéria orgânica presente no efluente do primeiro reator.

Pinto e Chernicharo (1996), estudaram a aplicação deste sistema em escala piloto sendo o UASB alimentado por esgotos da cidade de Belo Horizonte- MG. Foi observada uma remoção complementar de 6% da DQO nos filtros em relação ao efluente do UASB, elevando a remoção global para 89%.

2.10- Aplicação de efluentes no solo

2.10.1- Histórico

A disposição de esgotos no solo é uma prática bastante antiga. Esta alternativa data desde os séculos 16 e 17 na Alemanha e na Inglaterra chegando a haver referências em épocas bem mais remotas, como é o caso da irrigação com esgotos em Atenas, antes mesmo da Era Cristã (Paganini, 1997).

No entanto, esta prática foi gradativamente perdendo espaço com o crescente aumento da contribuição de esgotos bem como com a valorização das terras dos grandes centros urbanos. Outro fator que contribuiu para o desuso desta prática foram os crescentes avanços da tecnologia de tratamento dos esgotos que faz com que sejam criadas unidades de tratamento cada vez mais eficientes e compactas, produzindo, assim, um esgoto bastante depurado e viável ao lançamento em corpos aquáticos.

Nos dias de hoje, a disposição no solo de efluentes de unidades de tratamento se apresenta como uma alternativa para a obtenção de subprodutos vegetais e animais, para compensar os custos de tratamento ou para uma adequação dos efluentes antes que estes venham a atingir corpos receptores.

2.10.2- Efluentes de tanques sépticos

A prática, mais comum no Brasil, de disposição no solo é com efluentes de tanques sépticos (embora seja crescente esta prática para a irrigação). Isto se deve ao fato deste país possuir um precário atendimento de redes coletoras de esgoto. A grande maioria dos municípios e comunidades brasileiras não dispõe deste serviço de forma que além de invariavelmente ter que realizar algum tipo de tratamento (normalmente o tanque séptico), quando não conta nem mesmo com sistema de drenagem pluvial, precisa dar um destino final ao efluente produzido, fazendo-o assim no solo.

No entanto, a disposição do efluente do tanque séptico no solo é condicionada à disponibilidade de área e ao grau de permeabilidade do solo (taxa de infiltração). Assim esta aplicação pode se dar em sumidouros ou valas de infiltração. Esta última alternativa demanda maiores áreas que a primeira e se aplica para solos que apresentam uma baixa taxa de infiltração.

A escolha de uma melhor alternativa fica condicionada a uma série de critérios que variam do conhecimento popular a testes experimentais empíricos, frequentemente codificados nos regulamentos sanitários (BRANCO, 1992).

A norma NBR 7229/82 da ABNT estabelece critérios para a determinação do tipo de aplicação a ser realizada com efluentes de tanques sépticos, bem como dos elementos para a sua construção.

2.10.3- Determinação da taxa de infiltração

O teste da taxa de infiltração admite que a capacidade do solo em absorver efluentes de esgoto em um prolongado período, pode ser previsto através de sua capacidade em absorver água limpa.

A técnica de determinação da taxa de infiltração do solo surgiu em 1926 por estudos realizados por Henry Ryon com a aplicação do efluente do tanque séptico em valas de infiltração. Consistiu basicamente na escavação de um buraco de seção quadrada com 30 cm de lado por 30 cm de profundidade enchido primeiramente com água. Após a percolação, o buraco foi novamente enchido com água e o tempo necessário para o rebaixamento de 2,5 cm do nível inicial foi anotado. Posteriormente foi feita a utilização direta do efluente do tanque séptico em distintas escavações e com a verificação da carga hidráulica aplicada e das características do solo, foi determinada a taxa de infiltração das redondezas do sistema.

Até os dias de hoje a ABNT, na norma NBR 7229, baseia-se no método de Ryon no critério de determinação da taxa de infiltração de um terreno. Após a determinação da taxa de infiltração, a área útil necessária para a disposição no solo pode ser obtida pela Equação 2.8.

$$A = Q/TI$$

Onde:

A: área necessária para infiltração (m²);

Q: vazão oriunda da contribuição diária total (m³/dia);

TI: Taxa de infiltração do terreno (m³/m².dia).

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1- Local e Período

Com a finalidade de investigar paralelamente o desempenho de sistemas de tratamento unifamiliar dos tipos tanque séptico e UASB, seguidos por unidades de pós-tratamento ou disposição final no solo, foram operados um reator UASB e um tanque séptico (TS) em escala real, 4 filtros anaeróbios (FAn) e 2 sumidouros (S), em escala piloto. A pesquisa foi realizada na cidade de Campina Grande estado da Paraíba, nas instalações do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), localizadas no bairro do Tambor em terreno cedido pela Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA).

3.2- Instalações

A Figura 3.1 mostra um esquema das instalações das unidades de tratamento (TS e UASB), de pós-tratamento (FAn₁, FAn₂, FAn₃ e FAn₄) e de disposição final no solo (S1 e S2). Nesta Figura também está representado o sistema de alimentação.

As unidades de tratamento, pós-tratamento e os sumidouros foram sujeitos as condições ambientais. Também todos ficaram apoiados em piso de concreto. A bomba dosadora dos filtros também ficou apoiada sobre o mesmo piso, no espaço compreendido entre os sumidouros, enquanto que a bomba dosadora do UASB e TS, ficou fixada sob uma estrutura metálica composta por tubos de diâmetro de ½", esta também apoiada sobre um piso de concreto. Esta mesma estrutura metálica, serviu de fixação para os alimentadores e para a caixa de passagem.

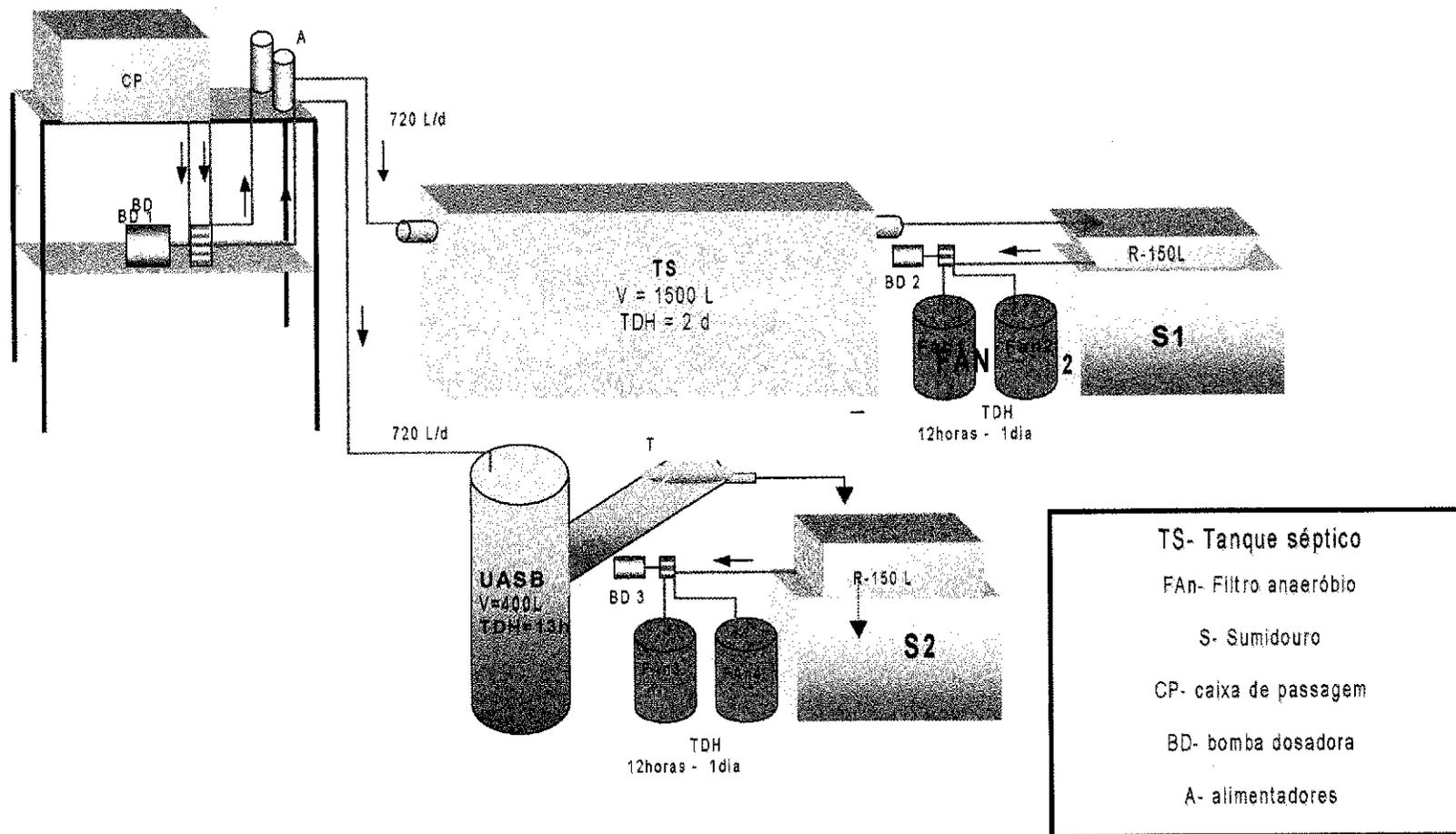


Figura 3.1- Representação esquemática do sistema de alimentação

3.3- Sistemas de alimentação

3.3.1- Alimentação do TS e UASB

Nas proximidades do PROSAB, passa um interceptor do sistema de esgotos sanitários da cidade leva parte dos esgotos coletados, até a estação de tratamento (ETE da Catingueira) da cidade. Foi ligada a este interceptor, uma caixa coletora que tinha por finalidade, reservar esgoto bruto para a alimentação dos reatores.

O esgoto bruto contido nesta caixa coletora era recalcado por uma bomba do fabricante KSB, 220V, modelo 50-160K e vazão de $10 \text{ m}^3/\text{h}$ com motor de $\frac{1}{2}$ CV até uma caixa de passagem de fibra de vidro e capacidade de armazenamento de 1.000 l localizada no alto da estrutura metálica já descrita no item anterior.

A caixa de passagem era provida de bóia automática que tinha a função de regular o funcionamento da bomba de recalque. Da caixa de passagem o esgoto saía, por gravidade, através de mangueiras de plástico de 12 mm, até uma bomba dosadora, aonde era feita a regulação das vazões do UASB e do TS. Esta bomba dosadora (Figura 3.2), do tipo peristáltica, era composta por um conjunto motor-redutor que estava acoplado a um eixo central. O motor, fabricado pela ERBERLE, possuía potência de $\frac{1}{2}$ CV, 220 V e 1.700 rotações por minuto. O redutor era composto de um eixo central e quatro rolos equidistantes 20 cm deste eixo, permitindo reduzir a velocidade do rotor para 40 rotações por minuto.

Dos quatro canais da bomba dosadora, eram utilizados dois, sendo estes em mangueiras de silicone de $8,00 \times 11,5$ mm de diâmetro interno e externo, respectivamente. Destes canais o esgoto era recalcado até os alimentadores, por mangueiras de 12 mm. Os alimentadores (um para cada reator), foram fixados no alto da estrutura metálica e eram feitos com partes de tubos PVC de 100 mm postos verticalmente e capeados no fundo. Nestes caps foram conectadas mangueiras de 25 mm que levavam, por gravidade, o esgoto bruto até o UASB e o tanque séptico. Na Figura 3.2 vê-se uma representação esquemática do sistema de alimentação de todo o sistema.



Figura 3.2- Bomba dosadora do TS e UASB

3.3.2- Alimentação dos FAn

A alimentação dos Fan's era feita com os efluentes do TS e do UASB. Para cada uma destas duas unidades existiam dois reservatórios ou caixas de passagem de 150 litros cada. Destes reservatórios o esgoto, por gravidade, era transportado por mangueiras de 12 mm até uma bomba dosadora, do tipo peristáltica, composta por um conjunto motor-redutor que estava acoplado a um eixo central como mostra a Figura 3.3. O motor, fabricado pela ERBERLE, possuía potência de $\frac{1}{2}$, CV e 380 V e 1.700 rotações por minuto. O redutor era composto de um eixo central e quatro rolos equidistantes 28 cm deste eixo, permitindo reduzir a velocidade do rotor para 56 rotações por minuto.

Na bomba, foram utilizados quatro canais, dois para os filtros que receberam o efluente do TS (FAN₁ e FAN₂) e dois para os que receberam o efluente do UASB (FAN₃ e FAN₄). Os canais eram providos de mangueiras de silicone de 8,00x11,5 mm de diâmetro interno e externo respectivamente. Nas saídas dos canais, foram instaladas mangueiras de 12 mm que transportavam o esgoto até os FAn's. A fim de que se tornasse possível a regulação das vazões, foram feitos prolongamentos na

entrada superior dos FAn's com tubos PVC de 25mm para um nível acima das lâminas máximas de água dos reservatórios.



Figura 3.3- **Bomba dosadora dos Fan's**

3.3.3- Sumidouros

Os sumidouros eram alimentados em bateladas diárias de 150 litros que eram previamente armazenados nos reservatórios ou caixas de passagem. A passagem dos efluentes do TS e do UASB dos reservatórios para os sumidouros era feita pela parte inferior e controlada por registro de gaveta.

A Figura 3.4 mostra em detalhe, que como as vazões do efluente do sistema de tratamento (TS ou UASB) eram de 720 L/d, e, para os FAn's eram bombeadas vazões de 160 l/d e 320 l/d, tornava-se possível o acúmulo diário de 150 litros nos reservatórios quando o registro de gaveta (RG) conectado na saída para o sumidouro se encontrava fechado. Assim, foi possível a realização de bateladas diárias dos reservatórios para os sumidouros.

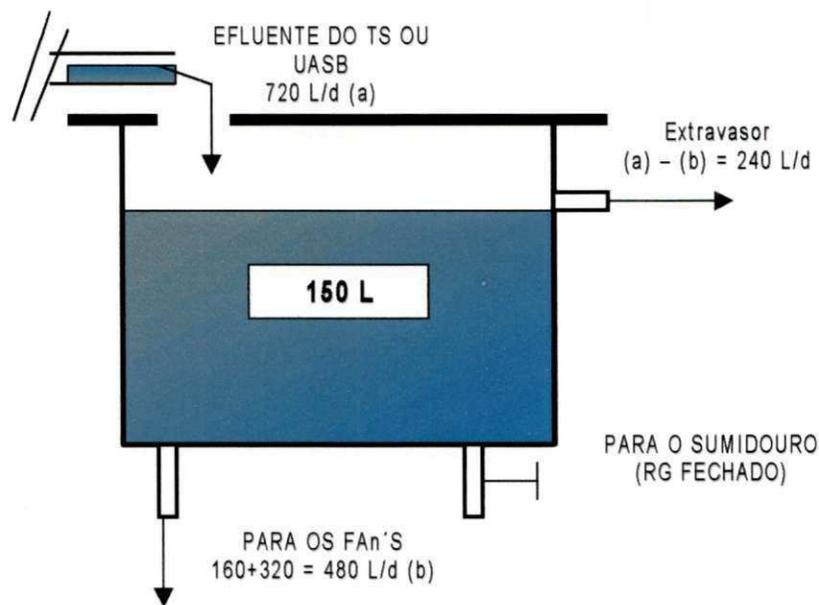


Figura 3.4- Detalhe da alimentação dos FAn's e acúmulo do volume de batelada do sumidouro no reservatório

3.4- Reatores

3.4.1- UASB

O reator UASB utilizado na pesquisa, possuía forma cilíndrica e foi fabricado com tubo PVC de 500 mm de diâmetro e volume útil de 400 l. Diferentemente dos separadores de fases comumente utilizados neste tipo de reator, o utilizado neste caso, era uma derivação (ou braço) também de tubo PVC com diâmetro de 350 mm com uma inclinação de 45° em relação ao eixo central do reator. Esta inclinação não só impedia a entrada de biogás nesta derivação, como favorecia a sedimentação do lodo pelo líquido efluente e o seu retorno para o interior do reator. O separador de fases ficava a 1,10 m da base inferior do reator. A Figura 3.5 é um esquema do reator UASB, onde, também, pode-se observar outros detalhes do reator.

A entrada do esgoto no reator era feita através de um tubo de PVC, com diâmetro de 20 mm, que ficava no interior do reator, junto à parede lateral. O esgoto bruto entrava neste tubo pela parte superior, descendo até aproximadamente uma altura de 10 cm em relação à base inferior do reator, garantindo assim, um fluxo ascendente no mesmo.

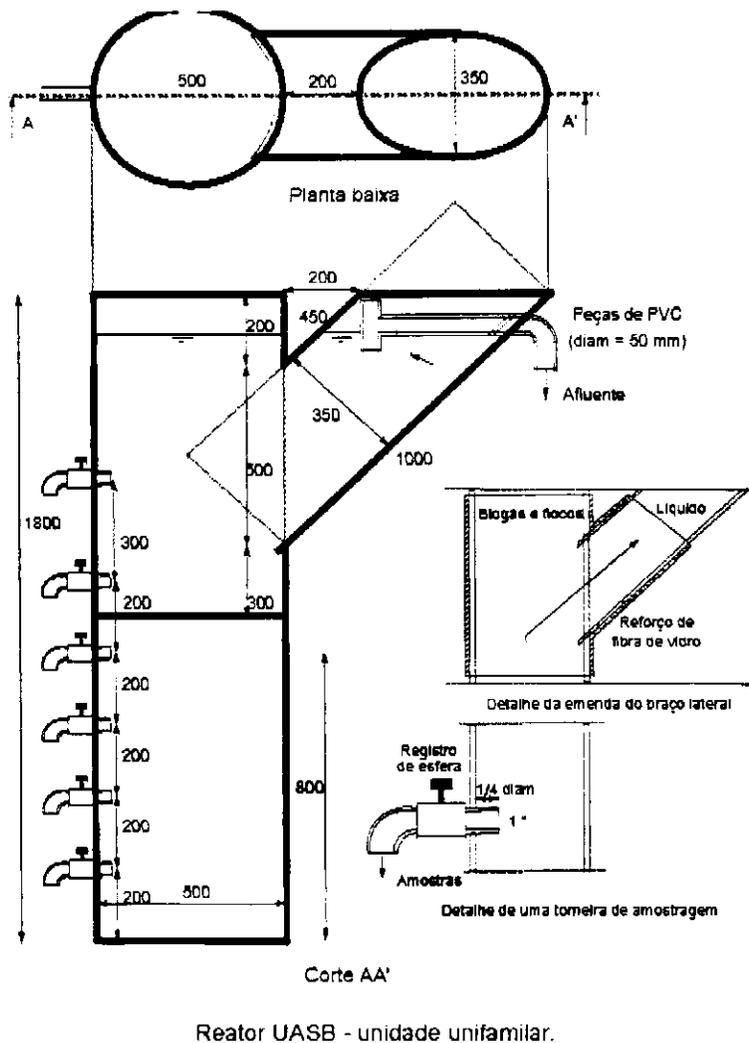


Figura 3.5- Corte, planta e detalhes do reator UASB

O dispositivo de saída do efluente consistia de um tubo PVC de 50 mm de diâmetro, colocado na extremidade do braço. Uma conexão do tipo Tê, de mesmo diâmetro impedia a passagem de espuma junto com o efluente. Na extremidade externa do tubo de PVC foi conectada uma redução 50 x 25 mm de onde por gravidade, o efluente era lançado para o reservatório de 150 litros.

Com o objetivo de acompanhar o crescimento do lodo no interior do reator, foram instalados 6 pontos fixos de amostragem compostos de registros do tipo esfera de 1" e acoplados a curvas de 90°. Estes pontos de amostragem foram denominados de P1 a P6, começando a nomenclatura a partir do ponto mais próximo à base inferior do reator.

3.4.2- Tanque séptico

O TS utilizado na pesquisa foi construído em alvenaria com as dimensões de 1,60 m x 0,45 m x 1,40 m (comprimento, largura e altura, respectivamente) e volume útil de 1.500 l (o mínimo permitido pela ABNT, 1993). O esgoto era aduzido no TS através de uma mangueira plástica de 25 mm de diâmetro introduzida em um tubo de PVC de 100 mm, que ficava situado em uma das extremidades do TS na parte superior distando 1 m de sua base inferior. A Figura 3.6 mostra uma representação esquemática do TS.

Foi conectado a este tubo (dentro do reator), uma peça do tipo cruzeta de mesmo diâmetro. Na outra extremidade do reator, foi instalado para a saída do efluente, o mesmo conjunto tubo-cruzeta. A função de ambas as cruzetas, foi de reter a camada de espuma dentro do reator. O TS era coberto com telhas de amianto.

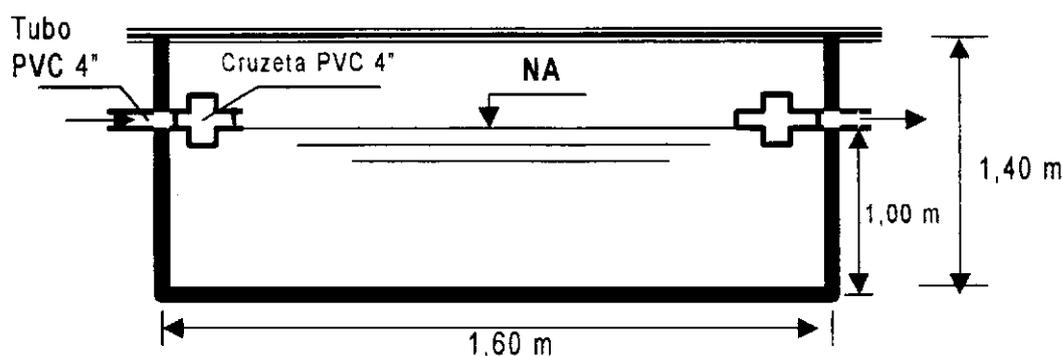


Figura 3.6- Representação esquemática do tanque séptico

O efluente do tanque séptico era lançado, por gravidade, diretamente em um reservatório de 150 l.

3.4.3- Filtros anaeróbios

Os FAn's pilotos foram construídos em concreto armado tendo, todos, 500 mm de diâmetro, altura de 0,80 m e volume útil de 160 litros. Para garantir um fluxo ascendente, a alimentação dos filtros era feita na parte superior destes, através de tubos de PVC de 32 mm que conduziam o esgoto até a parte inferior do filtro. Na extremidade de cada tubo, foi colocado um Tê de igual diâmetro, sustentado por tijolos de 6 furos que auxiliava na distribuição do esgoto tratado, como mostra a Figura 3.7. Os tanques foram preenchidos com brita nº 2 que teve a função de atuar como meio

suporte (leito filtrante). O efluente era coletado em tubos de PVC de 20 mm, fixados na parte superior, a uma altura de 0,78 m em relação à base inferior. Em seguida o efluente era transportado em mangueiras plásticas de 25 mm, até uma caixa de visita, de onde era descarregado para a rede coletora de esgotos.

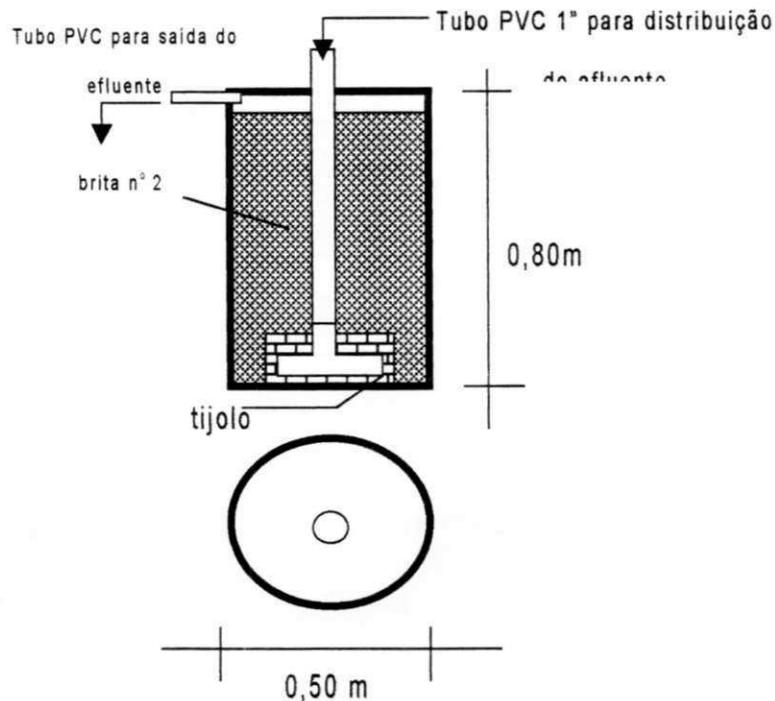


Figura 3.7- Representação esquemática dos filtros anaeróbios (FAn's)

3.4.4- Sumidouros

Os sumidouros pilotos utilizados possuíam 1 m de altura eram divididos em dois compartimentos: o primeiro chamado de compartimento de descarga, aonde eram lançadas as bateladas diárias de 150 l, tinha dimensões de 0,25x1,45 m de comprimento e largura respectivamente. O segundo, chamado de compartimento de percolação, era totalmente preenchido com areia grossa possuía as dimensões de 0,65x1,45 m de comprimento e largura respectivamente. Este compartimento, era provido de fundo falso com uma área aproximada de 0,94 m² para a percolação do esgoto no solo. A Figura 3.8 ilustra uma representação esquemática do sumidouro e seus compartimentos.

O sumidouro era provido de piezômetros confeccionados com mangueiras plástica de 25 mm fixadas, por abraçadeiras, junto a uma das paredes externas. No lado de cada uma destas mangueiras foi colocada uma escala de 1 m. Os piezômetros

estavam ligados aos compartimentos dos sumidouros por tubos de PVC de 20 mm situados junto à base destes.

Foi colocado um piezômetro nos compartimentos de descarga e quatro nos de percolação. A função dos piezômetros era permitir o acompanhamento da percolação no solo e determinação das taxas de infiltração, durante cada batelada. O método para esta medição será apresentado posteriormente.

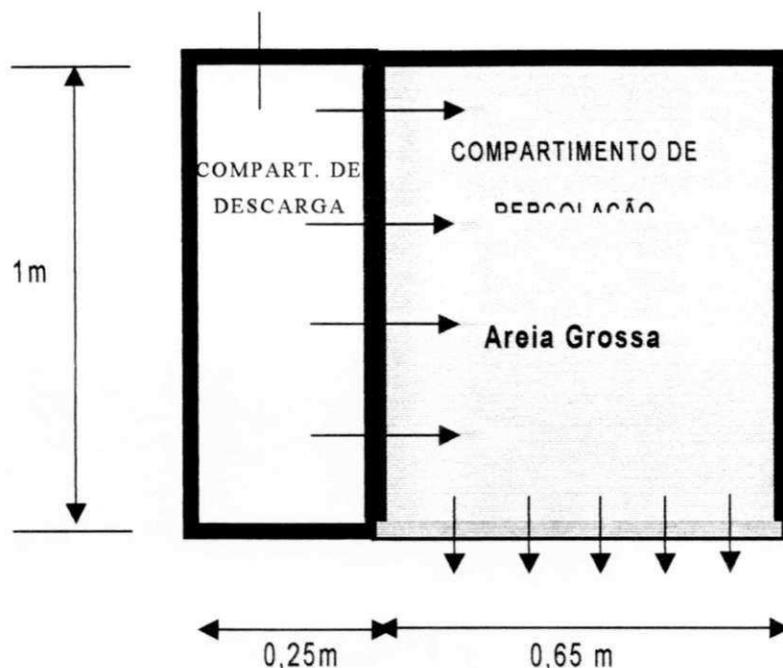


Figura 3.8- Representação esquemática dos sumidouros

3.5- Operação

O UASB e o tanque séptico foram operados durante o período de setembro de 1999 a junho de 2000. Ambos foram operados com uma vazão de 720 L/dia o que representou em tempos de detenção hidráulica (TDH) de 2 dia e 13 horas para o tanque séptico e UASB, respectivamente. Esta vazão foi definida, levando-se em conta que se tratavam de sistemas de tratamento unifamiliar, recebendo contribuição de cinco pessoas, em uma residência, dando contribuição per capita de 145 litros por dia. Não foi feito inóculo no UASB já que se pretendia acompanhar o tempo de partida deste reator e seu posterior desempenho no estado estacionário. Os dados para a caracterização do desempenho e da estabilidade operacional foram obtidos a partir da terceira semana de operação dos dois.

Os filtros anaeróbios foram operados de janeiro a junho de 2000. Os dados para a caracterização do desempenho operacional e da estabilidade operacional dos filtros começaram a ser obtidos a partir da segunda semana de operação destes.

Os sumidouros também foram operados entre janeiro e junho de 2000, sendo que as taxas de infiltrações no solo começaram a ser acompanhadas, a partir do primeiro dia de operação.

3.6- Monitoramento dos sistemas

Diariamente as vazões afluentes eram aferidas a fim de se manter os TDH constantes em cada reator.

As amostras dos efluentes eram coletadas sempre por volta das oito horas da manhã, em bequeres, sendo as amostras de esgoto bruto, coletadas na caixa de passagem. Todas as amostras eram imediatamente levadas para a realização das análises no laboratório do PROSAB, sempre em volumes suficientes para que em caso de erros, pudessem ser novamente realizadas.

Foram realizadas análises relativas ao desempenho dos reatores: demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais e voláteis (ST, STV), sólidos suspensos totais e voláteis (SST, SSV). E quanto à estabilidade operacional: pH, temperatura (T), alcalinidade a bicarbonato (AB) e ácidos graxos voláteis (AGV).

Mensalmente, foram coletadas amostras de lodo nos pontos fixos de amostragem do UASB, para se acompanhar o desenvolvimento da manta de lodo. Como o tanque séptico não possuía pontos fixos de amostragem, foi então coletado, com o auxílio de uma coluna, amostra em um ponto que distava, aproximadamente, 0,10 m da base inferior. Os excedentes destas amostras foram relançados nos reatores.

Na Tabela 3.1 estão apresentados todos os parâmetros analisados, bem como a natureza das amostras e as frequências das análises.

Os sumidouros foram alimentados com bateladas de 150 litros sempre de Segunda a Sexta. Nos cinco dias de alimentação determinava-se as taxas de infiltração, a fim, também, de se verificar eventuais perdas de carga. Vale salientar que em alguns dias, não era possível alimentar os sumidouros pelo fato de, durante a noite, ter ocorrido entupimentos nos canais que alimentavam o UASB e/ou o tanque séptico. Não havendo alimentação não havia produção de efluente e não havia acumulação de 150 litros no(s) reservatório(s) necessário para as bateladas.

3.6.1- Vazão

Para a medição da vazão foi utilizado um cronômetro e uma proveta de 250 ml. A vazão era medida em ml/min e posteriormente convertida para L/dia. Caso o valor estivesse fora do desejado, era feita a regulagem nos canais das bombas dosadoras. Este procedimento era feito diariamente, durante todo o período da pesquisa.

3.6.2- pH e Temperatura

Logo após a coleta das amostras, era feita a transferência destas, para bequeres de 50 ml. O pH e a temperatura das amostras, eram lidos logo com o uso de um medidor digital da marca ORION modelo 240A aferido com soluções tampões de pH 7,0 e 4,0..

Tabela 3.1- Análises laboratoriais realizadas na pesquisa

PARÂMETROS	Frequência da Análise	
	Afluente	Efluente
Vazão (L/s)	Diária	Diária
pH (unidade)	2/semana	2/semana
Temperatura (° C)	2/semana	2/semana
DQO (mg.L ⁻¹)	1/semana	1/semana
ST (mg.L ⁻¹)	1/semana	1/semana
STV (mg.L ⁻¹)	1/semana	1/semana
SST (mg.L ⁻¹)	2/semana	1/semana
SSV (mg.L ⁻¹)	2/semana	1/semana
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	2/semana	2/semana
AGV (mgHAc.L ⁻¹)	2/semana	2/semana
ST (lodo) (mg.L ⁻¹)	1/mês	1/mês
STV (lodo) (mg.L ⁻¹)	1/mês	1/mês

3.6.3- DQO

A demanda química de oxigênio foi determinada pelo método de refluxo fechado com um volume de amostra de 2,5 ml, de acordo com as recomendações de APHA et al. (1995). Para o teste, foram utilizadas amostras de esgoto bruto e dos efluentes dos reatores.

Os valores pontuais da DQO afluente foram corrigidos de acordo com as recomendações de van Haandel e Lettinga (1994) para que pudessem refletir a DQO média diária afluente. O método de obtenção do fator de correção (1,19) a partir de um perfil de 24 horas, que está em anexo neste trabalho.

3.6.4- ST e SST

Sólidos totais (ST) e totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST) e suspensos voláteis (SSV) foram feitos por métodos gravimétricos de acordo com as recomendações de APHA et al. (1995).

3.6.5- AB e AGV

A alcalinidade de bicarbonado (AB) e os ácidos graxos voláteis (AGV) foram determinados pelo método de Kapp descrito por Cavalcanti e van Haandel (1999). Este método consiste em titular um volume conhecido da amostra, com um ácido forte de Normalidade conhecida, até três valores de pH, 5,5, 4,3 e 4,0. A alcalinidade total (AT) e de ácidos voláteis (AAV) em mgCaCO₃/L, bem como, os ácidos graxos voláteis em mgHAc/L, podem ser obtidos pela seguintes equações:

$$AT = V_{ac(4,3)} \cdot 50.000 / V_{am} \quad (3.1)$$

$$AGV = (131340 \cdot N_{ac} \cdot V_{ac(5-4)} / V_{ac}) - 0,0616 \cdot AT - 10,9 \quad (3.2)$$

$$AAV = 0,5 \cdot AGV \quad (3.3)$$

Onde:

$V_{ac(4,3)}$: volume gasto de ácido para titular a amostra do pH inicial até o pH 4,3 (ml);

50.000: fator de conversão de eq/L para mgCaCO₃;

V_{am} : volume de amostra (ml);

N_{ac} : normalidade da solução ácida (eq/L);

$V_{ac(5-4)}$: volume gasto de ácido para titular a amostra do pH 5,0 até o pH 4,0 (ml).

O método de Kapp admite que a alcalinidade de ácidos voláteis é 60% da concentração de AGV. A alcalinidade de bicarbonato (AB) em mgCaCO₃/L pode ser obtida pela seguinte equação:

$$AB = AT - AAV \quad (3.4)$$

3.6.6- Crescimento do lodo

Com a finalidade de acompanhar o crescimento da manta de lodo nos reatores, foram coletadas, mensalmente amostras nos seis pontos fixos de amostragem do UASB e em um ponto do tanque séptico (como foi descrito anteriormente), para determinação de sólidos totais em suas parcelas totais e voláteis seguindo as recomendações de APHA et al. (1995). O UASB foi dividido em volumes de influência da seguinte forma: o volume total do reator foi dividido em camadas fictícias de altura prefixada como mostra a Figura 3.9(a). Desta forma, cada ponto de amostragem ficava definindo um volume de influência.

Na Tabela 3.2 estão representados os pontos de amostragem e seus respectivos volumes de influência. O tanque séptico, não possuía pontos fixos de amostragem e, assim, foi estipulada uma única camada fictícia com um único volume de influência, igual a metade do seu volume total, como mostra a Figura 3.9(b).

Tabela 3.2- Pontos de amostragem dos reatores

Reator	Pontos de amostragem	Concentrações dos sólidos	Volume de influência (l)
UASB	U1	C1	58,9
	U2	C2	39,3
	U3	C3	39,3
	U4	C4	39,3
	U5	C5	49,1
	U6	C6	102,1
TS	T1	C7	750

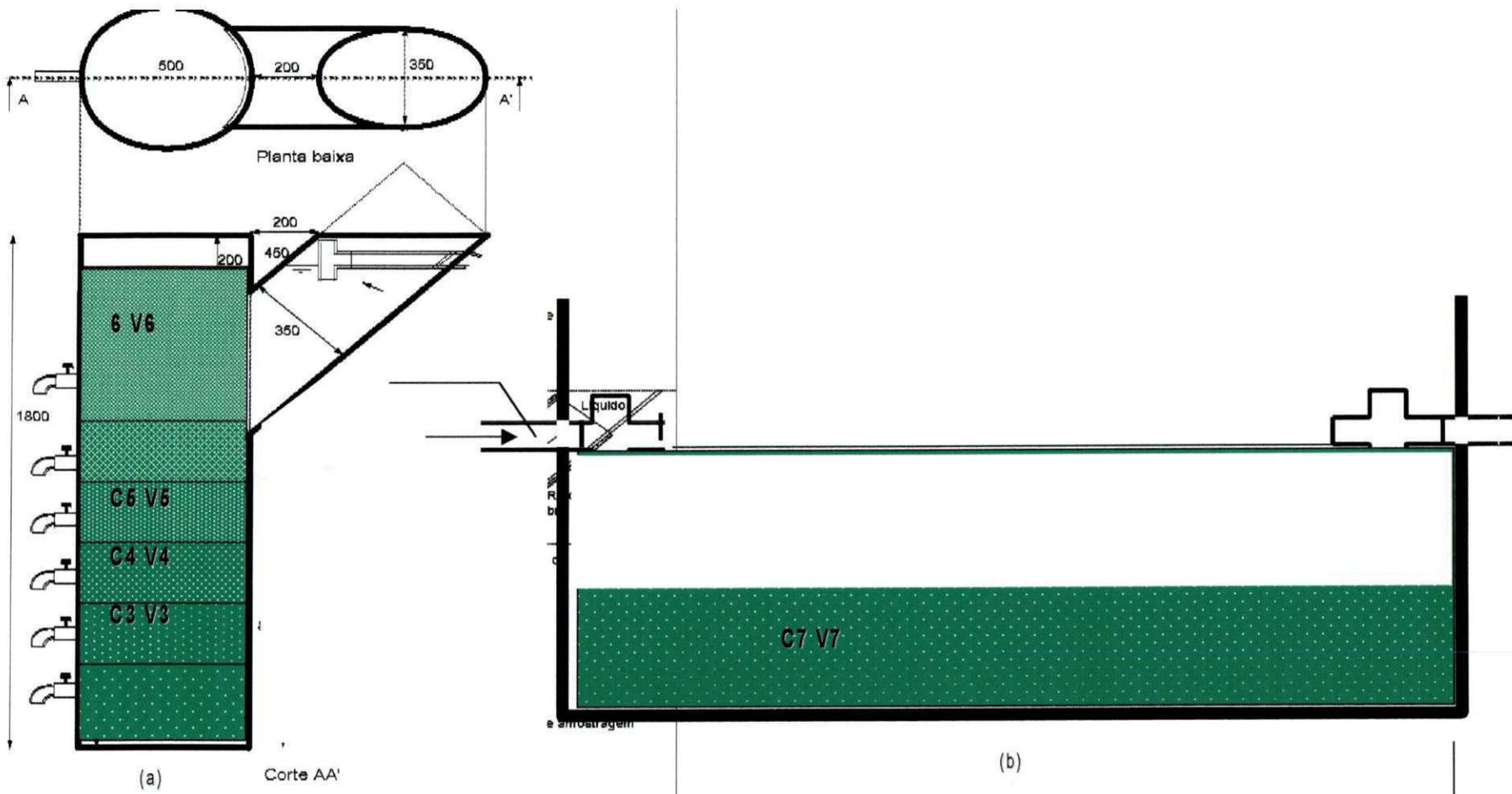


Figura 3.9- Camadas fictícias: (a) UASB (b) tanque séptico

Para a determinação dos volumes de influência foi utilizada a seguinte equação:

$$V_i = A_b \times H \times 1.000 \quad (3.5)$$

Onde:

V_i = volume de influência (l)

A_b = área da base dos reatores (m^2)

H = altura de influência de cada camada (m)

3.6.6- Taxa de infiltração

A monitoramento da taxa de infiltração nos sumidouros foi realizado sempre às nove horas da manhã. O método de medição da taxa de infiltração seguiu a seguinte metodologia, ilustrada na Figura 3.10:

- (1) o volume de 150 litros era lançado do reservatório para o compartimento de descarga e, em seguida, o registro do reservatório era fechado;
- (2) o esgoto começava a infiltrar para o compartimento de percolação através das paredes de junta livre que separavam os dois compartimentos começando, assim, a haver uma distribuição do esgoto no segundo compartimento;
- (3) depois de um certo tempo, o nível do esgoto ficava igual nos dois compartimentos. Nesse instante, era anotada a altura em que este nível se encontrava, segundo o nível observado nos piezômetros do sumidouro;
- (4) com um intervalo de tempo de duas horas após a primeira anotação, era novamente lido nos piezômetros quantos centímetros do nível inicial haviam percolado no solo. Eram então definidas médias horárias que forneciam as taxas de infiltração em cm/h em seguida convertidas para m/h e $m^3/m^2.d.$

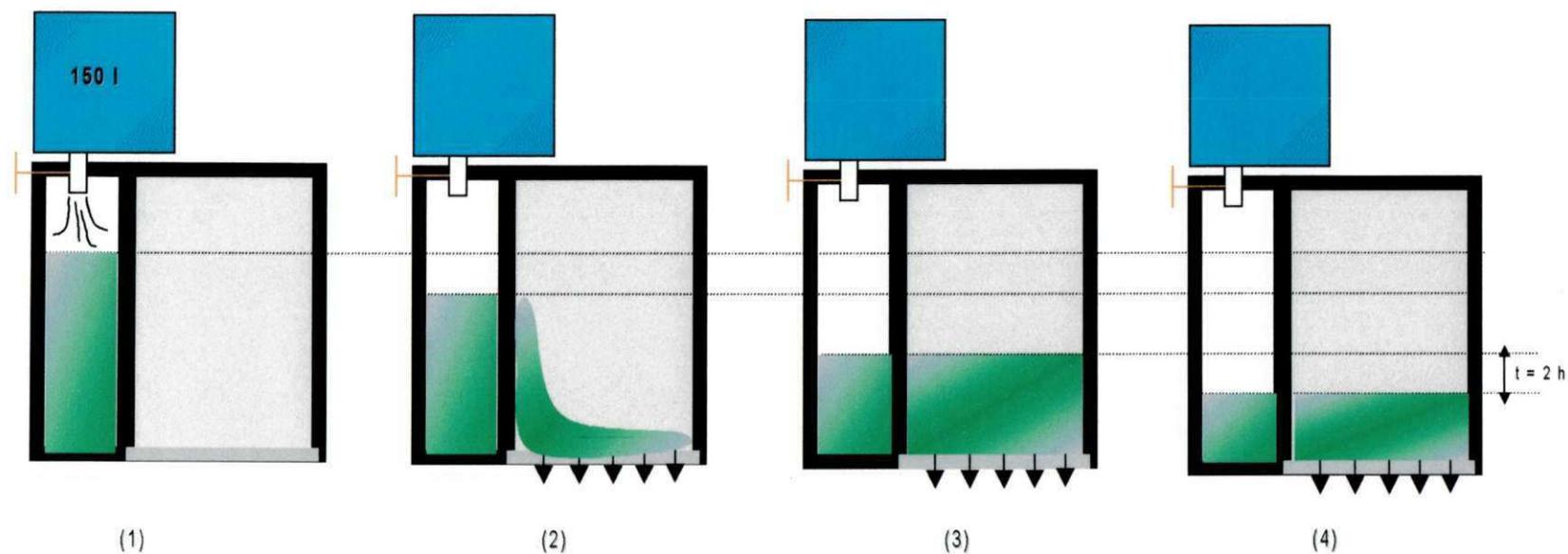


Figura 3.10- Representação esquemática do método de medição das taxas de infiltração nos sumidouros: (1) abertura do registro e descarga (150 L) do reservatório para o compartimento de descarga, (2) fechamento do registro e infiltração do esgoto para o compartimento de percolação, (3) leitura após o nivelamento da lâmina líquida e (4) leitura de nível após 2 horas da leitura inicial

CAPÍTULO 4

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

4.1- Sistemas de tratamento

A estabilidade operacional e o desempenho do reator UASB e tanque séptico foram monitorados de setembro de 1999 a junho de 2000. No caso do UASB foi acompanhado o seu período de partida e, em seguida, o seu desempenho no estado estacionário. Após um período de quatorze semanas, foi constatado que o reator havia atingido o seu estado estacionário. Desta forma, os resultados serão apresentados como sendo de duas fases da pesquisa, uma durante o período de partida do UASB, intitulada fase 1, e outra durante o período em que o mesmo operou no estado estacionário, intitulada fase 2. Devido a problemas analíticos, não foi possível a monitoração de sólidos suspensos na fase 1.

Os resultados dos parâmetros analisados estão indicados por semana de operação, sendo, estes, as médias aritméticas dos dados semanais encontrados. Tanto a caracterização do crescimento da manta de lodo no UASB como do lodo no interior do tanque séptico, estão apresentados por mês de operação, já que estas análises foram feitas a cada trinta dias.

4.1.1- Estabilidade operacional

4.1.1.1- pH

Os valores das médias semanais do pH do afluente e efluente dos reatores durante a fase 1 são apresentadas na Tabela 4.1, bem como os valores mínimos e máximos. Foi observado nessa tabela que o afluente manteve um pH sempre acima do neutro (7,0) com exceção da terceira semana de operação quando o neutro foi registrado. Desta forma, o pH do afluente oscilou entre 7,0 e 7,7 sendo o pH médio igual a 7,4. Esta variação do pH na fase 1 pode ser acompanhada na Figura 4.1.

Os efluentes dos reatores apresentaram, na fase 1, um pH médio de 7,5 e 7,2 para o tanque séptico e UASB, respectivamente. Foi observado, que o tanque séptico apresentou um pH entre 7,2 e 7,8, com uma média de 7,5. O UASB apresentou nesta fase, valores que oscilaram entre 7,0 e 7,5 com uma média de 7,2.

Na fase 2, como mostra a Tabela 4.2, quando o UASB já funcionava estacionariamente, o afluente manteve uma oscilação de pH praticamente igual à da fase 1 sendo o valor mínimo registrado de 7,1.

Os efluentes dos reatores, na fase 2, tiveram oscilações pouco diferentes. O tanque séptico apresentou pH variando entre 7,1 e 7,6 com média de 7,4 enquanto que o UASB apresentou pH entre 6,9 e 7,4 apresentando a mesma média da fase 1 (7,2). As variações do pH na fase 2 podem ser visualizadas na Figura 4.2.

4.1.1.2- Temperatura

Como pode ser visto na Tabela 4.1, na fase 1, o afluente manteve temperaturas sempre iguais ou acima de 26°C. Também não houve uma grande variação entre as temperaturas do afluente e dos efluentes dos reatores, sendo que a maior diferença ocorreu na sexta semana entre o afluente e o efluente do UASB que foi de 3 °C. O afluente e os efluentes apresentaram temperaturas médias de 28 e 27 °C respectivamente e temperaturas máximas de 31° registradas na nona semana de operação da fase 1. As menores temperaturas registradas, nesta fase, para o afluente e os efluentes do tanque séptico e do UASB foram de 26, 25 e 24 °C, respectivamente.

Tabela 4.1- Valores médios semanais de pH e temperatura (°C) durante a fase 1 da pesquisa

SEMANAS	AFLUENTE		TS		UASB	
	pH	T	pH	T	pH	T
1	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-
3	7,0	29	7,8	30	7,4	30
4	7,1	30	7,4	30	7,2	30
5	7,4	27	7,6	26	7,3	26
6	7,4	28	7,6	26	7,1	25
7	7,5	28	7,8	26	7,5	26
8	7,4	28	7,6	27	7,3	27
9	7,4	31	7,5	31	7,2	31
10	7,7	26	7,4	25	7,1	24
11	7,3	26	7,5	26	7,2	27
12	7,5	28	7,4	27	7,4	27
13	7,4	29	7,3	28	7,1	28
14	7,3	26	7,2	26	7,0	26
MÍNIMO	7,0	26	7,2	25	7,0	24
MÉDIA	7,4	28	7,5	27	7,2	27
MÁXIMO	7,7	31	7,8	31	7,5	31

(TS) Tanque séptico, (T) Temperatura e - indica que não foi realizada medição

Tabela 4.2- Médias semanais de pH e temperatura (°C) durante a fase 2 da pesquisa

SEMANAS	AFLUENTE		TS		UASB	
	pH	T	pH	T	PH	T
15	7,1	27	7,6	27	7,1	26
16	-	-	-	-	-	-
17	7,4	27	7,5	27	6,9	27
18	7,6	27	7,5	27	7,3	26
19	7,3	27	7,2	27	7,0	26
20	7,3	28	7,2	28	7,0	27
21	7,5	28	7,4	26	7,2	26
22	7,7	28	7,4	27	7,2	27
23	7,3	29	7,1	28	6,9	29
24	7,6	30	7,3	28	7,1	28
25	7,6	28	7,5	27	7,3	27
26	7,4	27	7,4	28	7,2	28
27	7,6	28	7,4	27	7,1	27
28	7,1	28	7,2	28	6,9	27
29	7,4	28	7,4	26	7,3	26
30	7,3	27	7,3	28	7,1	28
31	7,5	29	7,4	29	7,1	29
32	7,5	30	7,4	29	7,3	29
33	7,4	29	7,1	28	7,0	27
34	7,4	28	7,2	27	7,2	27
35	7,3	28	7,3	27	7,0	27
36	7,2	28	7,4	27	7,2	27
37	7,5	27	7,3	26	7,3	25
38	7,5	27	7,4	26	7,3	26
39	7,6	26	7,6	28	7,4	29
40	7,5	29	7,6	25	7,3	25
41	7,4	26	7,5	26	7,4	25
42	7,5	25	7,4	25	7,4	25

(continua)

(Continuação)	AFLUENTE		TS		UASB	
	pH	T	PH	T	PH	T
MÍNIMO	7,1	25	7,1	25	6,9	25
MÉDIA	7,4	28	7,4	27	7,2	27
MÁXIMO	7,7	30	7,6	29	7,4	29

(TS) Tanque séptico, (T) Temperatura e - indica que não foi realizada medição

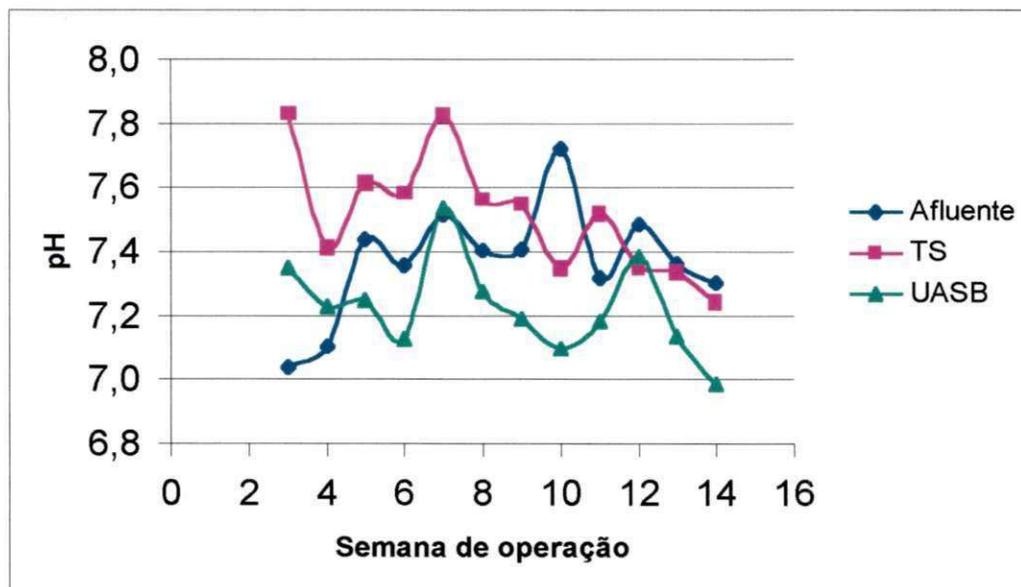


Figura 4.1- Variação dos valores médios do pH afluente e efluente do TS e UASB ao longo da fase 1

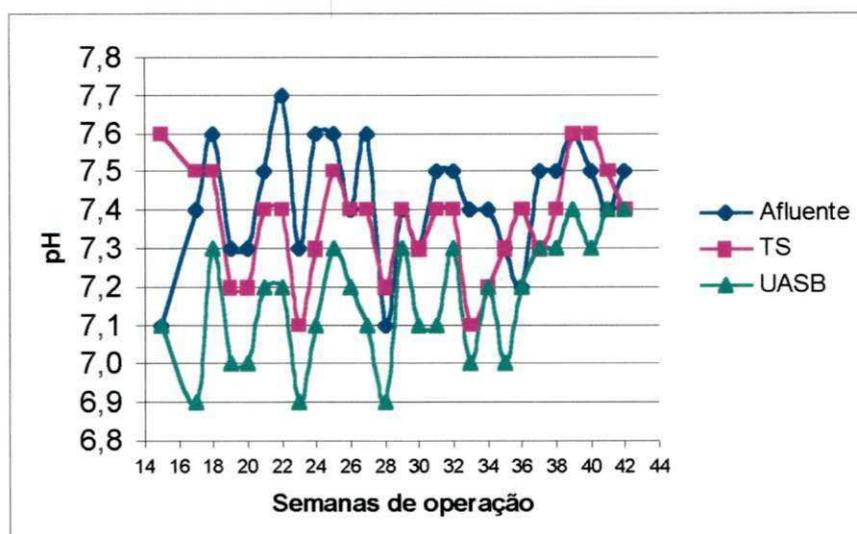


Figura 4.2- Valores médios do pH afluente e efluente do TS e UASB ao longo da fase 2

Durante a fase 2, também foi registrada uma diferença de 3 °C, desta vez entre o efluente do UASB e o afluente na vigésima quinta semana de operação. A menor temperatura apresentada nos três casos, nesta fase, foi de 25 °C e as maiores foram de 30 e 29 °C para o afluente e os efluentes dos reatores, respectivamente. Desta forma, as temperaturas médias variaram apenas em 1°C, resultando em 28°C para o afluente e 27 °C para os efluentes dos dois reatores.

4.1.1.3- Alcalinidade

A Tabela 4.3 apresenta os valores médios semanais da alcalinidade de bicarbonato na fase 1, do afluente e dos efluentes dos reatores. Foi observado, nesta Tabela, que mesmo para a menor alcalinidade apresentada pelo afluente de 4,8 meq/L, os efluentes dos reatores mantiveram alcalinidades maiores. A única exceção foi na quarta semana de operação quando o efluente do UASB apresentou uma alcalinidade menor que o afluente.

Nesta fase, a maior diferença observada foi entre o efluente do tanque séptico em relação ao do UASB, o primeiro apresentou uma alcalinidade 2,4 meq/L maior que a do segundo. Apenas em cinco semanas o UASB apresentou uma alcalinidade superior à do tanque séptico. As médias apresentadas pelo afluente e os efluentes do tanque séptico e do UASB foram 7,1, 8,4 e 8,1 meq/L e suas variações nesta fase podem ser acompanhadas na Figura 4.3.

Na fase 2, foi observado que a menor alcalinidade apresentada pelo afluente (5,7 meq/L), foi superior à menor apresentada pelo efluente do tanque séptico (4,0 meq/L) e pelo do UASB (5,9 meq/L).

Foi observado ainda, que ao contrario da fase anterior o UASB apresentou uma alcalinidade superior à do tanque séptico durante a maioria das semanas monitoradas desta fase, chegando na trigésima segunda semana, a apresentar uma alcalinidade maior em 2,3 meq/L à do tanque séptico.

Contudo, as médias do tanque séptico e do afluente nesta fase, foram iguais a 6,9 meq/L. O efluente do UASB apresentou uma média de 7,6 meq/L.

Na Figura 4.4 pode-se visualizar as alcalinidades apresentadas pelos três casos e constatar que o UASB apresentou quase sempre uma alcalinidade superior à do outro reator.

4.1.1.4- Ácidos graxos voláteis

A importância principal do monitoramento dos ácidos graxos voláteis foi a de acompanhar o comportamento da metanogênese nos reatores.

Tabela 4.3- Médias semanais de alcalinidade de bicarbonato (meq/L) e ácidos graxos voláteis (meq/L) durante a fase 1

SEMANAS	AFLUENTE		TS		UASB	
	AB	AGV	AB	AGV	AB	AGV
1	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-
3	4,8	2,6	7,9	3,0	6,0	3,2
4	6,9	4,1	8,6	1,6	6,2	4,0
5	5,9	1,7	6,5	3,5	5,5	3,7
6	6,6	3,3	6,2	3,6	5,1	3,9
7	7,4	2,6	7,9	2,7	7,2	2,8
8	7,7	3,4	8,6	3,2	8,7	3,5
9	8,3	3,1	10,1	3,2	10,1	3,4
10	9,2	2,3	9,8	3,7	10,3	2,7
11	7,5	3,7	9,8	3,7	10,9	2,5
12	7,5	3,4	8,8	2,9	9,2	3,0
13	6,4	2,8	8,4	2,8	9,5	1,8
14	7,1	3,0	7,8	3,0	8,4	2,2
MÍNIMO	4,8	1,7	6,2	1,6	5,1	1,8
MÉDIA	7,1	3,0	8,4	3,1	8,1	3,0
MÁXIMO	9,2	4,1	10,1	3,7	10,9	4,0

(TS) Tanque séptico, (AB)- Alcalinidade de bicarbonato, (AGV) Ácidos graxos voláteis e (-) indica que não foi realizada medição

Tabela 4.4- Médias semanais de alcalinidade de bicarbonato (meq/L) e ácidos graxos voláteis (meq/L) durante a fase 2

SEMANAS	AFLUENTE		TS		UASB	
	AB	AGV	AB	AGV	AB	AGV
15	7,0	4,5	8,5	2,2	9,0	1,5
16	-	-	-	-	-	-
17	7,9	3,6	7,9	2,3	7,7	2,3
18	7,0	1,5	6,8	1,6	6,9	1,3
19	6,7	1,9	7,1	2,5	7,6	1,9
20	6,5	2,2	6,9	2,7	7,6	1,9
21	8,3	2,6	6,8	2,4	7,5	1,8
22	8,6	2,1	7,4	2,5	8,4	1,8
23	6,9	2,6	7,1	2,9	8,3	1,7
24	6,7	1,8	7,7	2,6	9,0	1,4
25	7,9	2,4	7,1	2,0	8,5	1,1
26	7,8	3,0	7,5	1,7	7,1	1,7
27	7,4	3,1	7,4	2,6	7,8	1,9
28	6,0	3,8	8,1	2,6	8,2	2,1
29	7,1	3,0	7,8	2,7	7,9	1,6
30	6,7	3,0	6,7	2,5	7,6	1,5
31	6,6	1,5	6,1	1,3	5,9	0,8
32	7,1	1,7	4,0	1,3	7,1	0,8
33	5,9	1,8	7,2	2,3	6,6	1,4
34	5,7	1,8	6,9	1,6	5,9	0,9
35	7,4	2,4	6,5	2,0	8,2	1,4
36	5,7	3,1	7,1	2,3	7,7	1,6
37	7,0	2,3	7,5	2,0	8,2	1,6
38	6,3	2,1	6,5	1,8	7,4	1,4
39	5,8	1,5	5,7	1,1	6,7	0,7
40	6,4	1,5	6,3	1,3	7,2	0,7
41	6,9	1,7	7,1	1,1	7,3	0,9

SEMANAS	AFLUENTE		TS		UASB	
	AB	AGV	AT	AGV	AT	AGV
42	7,0	1,1	5,7	0,8	6,8	0,8
MÍNIMO	5,7	1,1	4,0	0,8	5,9	0,7
MÉDIA	6,9	2,3	6,9	2,0	7,6	1,4
MÁXIMO	8,6	4,5	8,5	2,9	9,0	2,3

(TS) Tanque séptico, (AB)- Alcalinidade de bicarbonato, (AGV) Ácidos graxos voláteis e (-) indica que não foi realizada medição

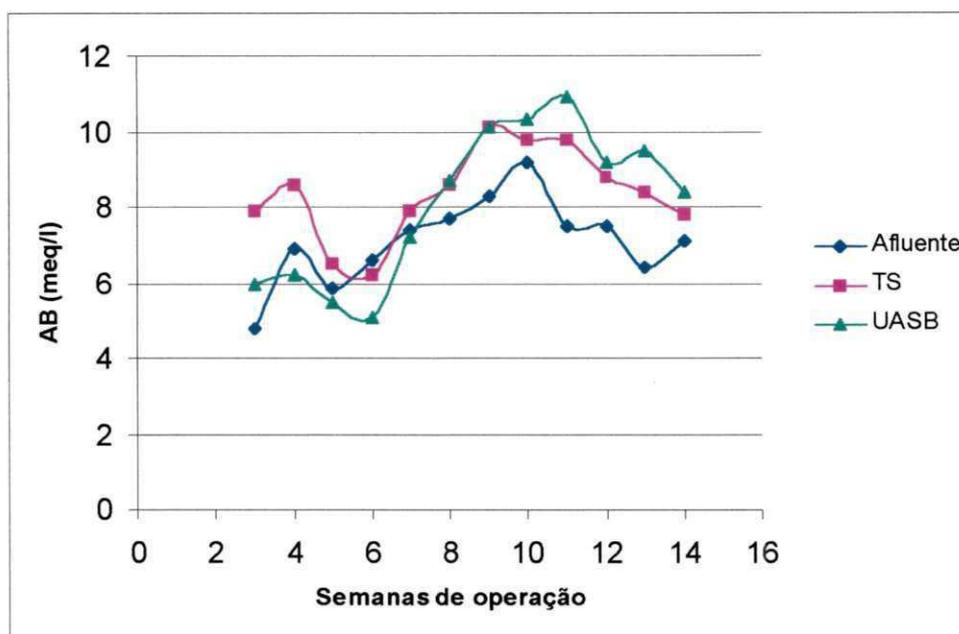


Figura 4.3- Valores da alcalinidade de bicarbonato do afluente e efluentes do TS e UASB ao longo da fase 1

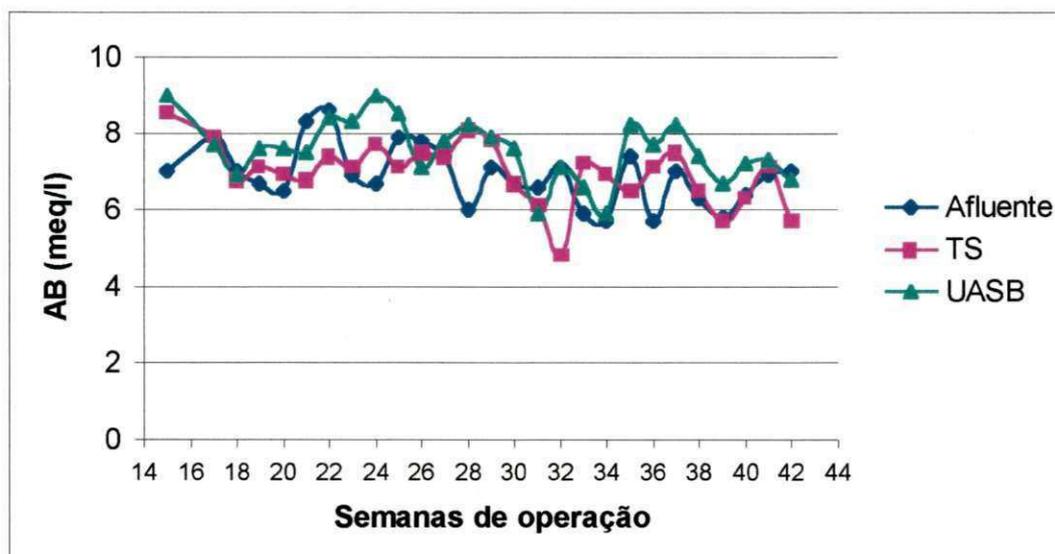


Figura 4.4- Valores da alcalinidade de bicarbonato do afluente e efluentes do TS e UASB ao longo da fase 2

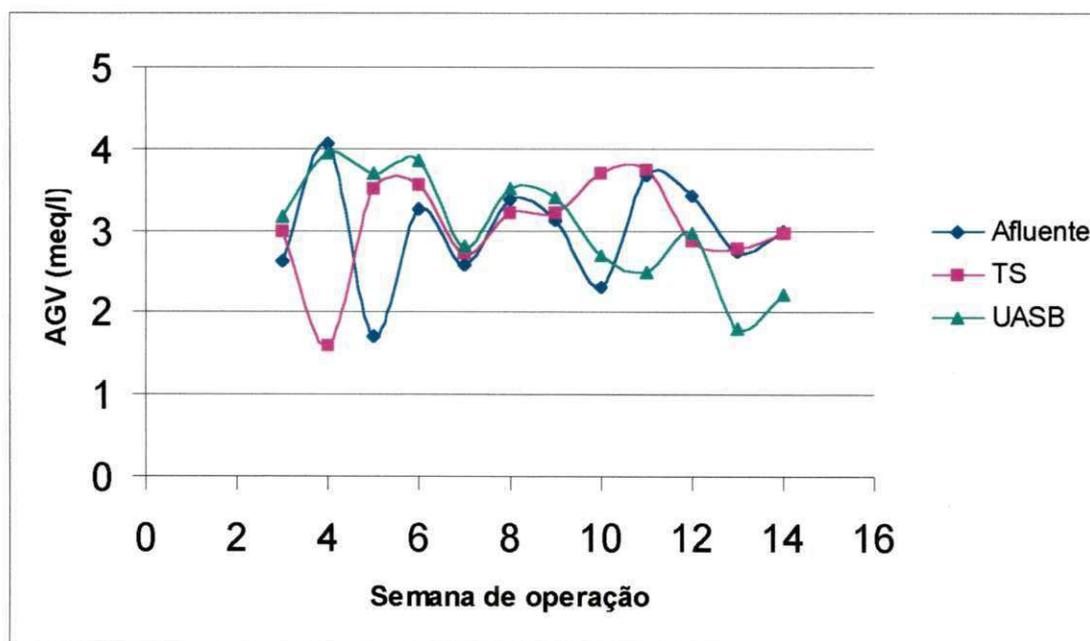


Figura 4.5- Valores dos ácidos graxos voláteis afluente e efluentes do TS e UASB ao longo da fase 1

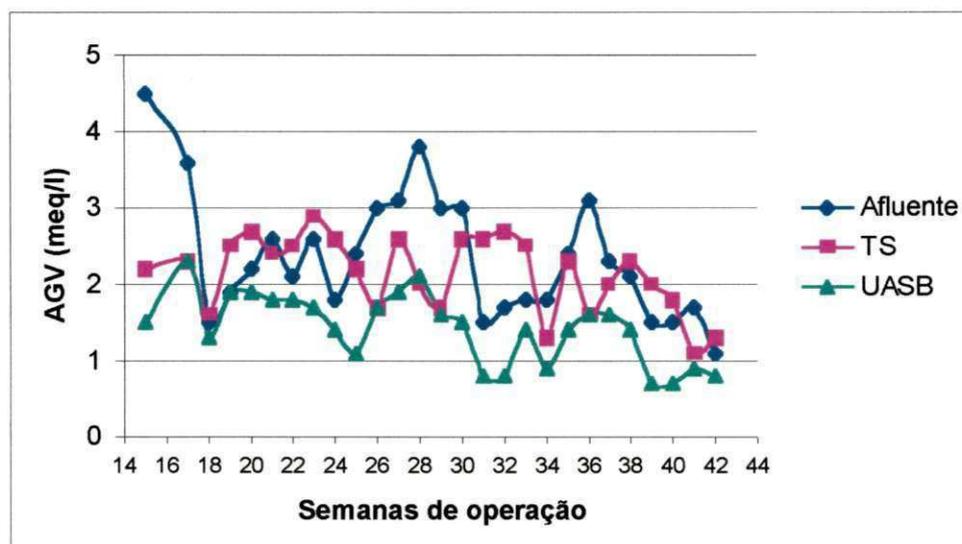


Figura 4.6- Valores dos ácidos graxos voláteis afluente e efluentes do TS e UASB ao longo da fase 2

Assim, a Tabela 4.3 apresenta os valores observados deste parâmetro onde se constatou que, na primeira fase, houve um aumento na concentração destes ácidos nos efluentes dos reatores notadamente no do UASB, entre a quarta e décima semana chegando ao ponto de, na quinta semana, haver um aumento de 2 meq/L em relação ao afluente.

Os valores médios de AGV na fase 1 foram de 3,0 meq/L para o afluente (variando entre 1,7 e 4,1 meq/L), de 3,1 meq/L para o efluente do tanque séptico (variando entre 1,6 e 3,7 meq/L) e de 3 meq/L para o efluente do UASB (variando entre 1,8 e 4 meq/L). As variações na fase 1 podem ser acompanhadas na Figura 4.5.

Na fase 2, como mostra a Tabela 4.4, ao contrário da anterior, o UASB apresentou sempre um decréscimo de AGV em relação ao afluente chegando a apresentar uma redução de 3 meq/L. Já o tanque séptico em sete semanas desta fase, apresentou um aumento em relação ao afluente enquanto que nas semanas em que apresentou um decréscimo, estes foram sempre inferiores aos do UASB.

O valor médio da concentração de AGV do afluente foi de 2,2 meq/L, na fase 2. O efluente do tanque séptico apresentou uma média de 2 meq/L e o do UASB de 1,4 meq/L. As concentrações médias de AGV e suas variações, na fase 2, podem ser acompanhadas na Figura 4.6.

4.1.2- Desempenho dos Reatores

4.1.2.1- DQO

As médias semanais dos valores de DQO do afluente e dos efluentes dos reatores estão apresentadas na Tabela 4.5.

Foi observado nesta Tabela, que o afluente apresentou valores altos na fase 1, chegando a um máximo de 908 mg/l e uma média de 712 mg/l. O menor valor observado, nesta fase, para o afluente foi de 514 mg/l na quinta semana de operação.

Quanto aos efluentes dos reatores, na fase 1, estes apresentaram médias de 360 e 402 mg/l no do tanque séptico e do UASB, respectivamente. O efluente do UASB apresentou, na maioria do período, uma DQO maior que o do tanque séptico o que o levou a apresentar um máximo de 472 mg/l enquanto que o máximo do segundo foi de 428 mg/l. Na Figura 4.7 foi observado as variações da DQO do afluente e dos efluentes, durante a fase 1, podendo ser observado, também, que na décima segunda semana de operação, o UASB já apresentava um efluente com uma DQO menor que a do outro reator, demonstrando que o mesmo estava se aproximando do seu estado estacionário.

Tabela 4.5- Médias semanais da DQO (mg/L) do afluyente e dos efluentes do TS e UASB e suas remoções (%) na fase 1

SEMANA	AFLUENTE	TS		UASB	
	DQO	DQO	REMOÇÃO	DQO	REMOÇÃO
1	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-
3	833	336	60	414	50
4	839	364	57	433	48
5	612	336	45	429	30
6	651	374	43	446	31
7	825	321	61	310	62
8	1081	354	67	409	62
9	733	312	57	433	41
10	902	386	57	472	48
11	959	392	59	386	60
12	1041	428	59	286	73
13	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-
MÍNIMO	612	312	43	286	30
MÉDIA	848	360	56	402	51
MÁXIMO	1081	428	67	472	73
DESVIO PADRÃO	235	58	12	94	21

(TS) Tanque séptico e (-) indica que não foi realizada medição

Tabela 4.6- Médias semanais da DQO (mg/L) do afluente e dos efluentes do TS e UASB e suas remoções (%) na fase 2

SEMANA	AFLUENTE	TS		UASB	
	DQO	DQO	REMOÇÃO	DQO	REMOÇÃO
15	1172	240	80	197	83
16	-	-	-	-	-
17	865	255	71	262	70
18	-	-	-	-	-
19	893	349	61	207	77
20	808	322	60	236	71
21	1129	321	72	263	77
22	1121	391	65	275	75
23	1138	279	75	206	82
24	552	257	53	214	61
25	-	-	-	-	-
26	-	-	-	-	-
27	1098	464	58	292	73
28	1006	400	60	246	76
29	-	-	-	-	-
30	-	-	-	-	-
31	1053	231	78	138	87
32	-	-	-	-	-
33	839	346	59	331	61
34	1098	154	86	108	90
35	962	308	68	231	76
36	1180	305	74	183	84
37	-	-	-	-	-
38	790	264	67	212	73
39	804	340	58	308	62
40	690	254	63	198	71
41	778	314	60	248	68
42	712	252	65	241	66
MÍNIMO	552	154	53	108	61
MÉDIA	934	302	67	230	74
MÁXIMO	1180	464	86	331	90

(continuação)	AFLUENTE	TS		UASB	
	DQO	DQO	REMOÇÃO	DQO	REMOÇÃO
DESVIO PADRÃO	185	70	9	54	8

(TS)- Tanque séptico e (-) indica que não foi realizada medição

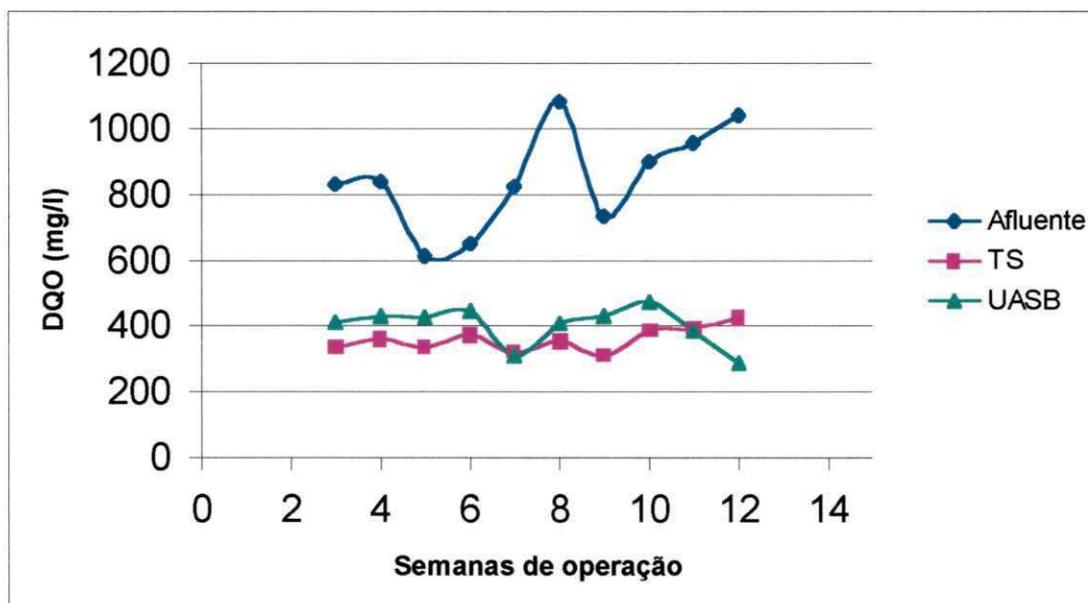


Figura 4.7- Valores médios da DQO afluente e dos efluentes do tanque séptico e UASB, ao longo da fase 1

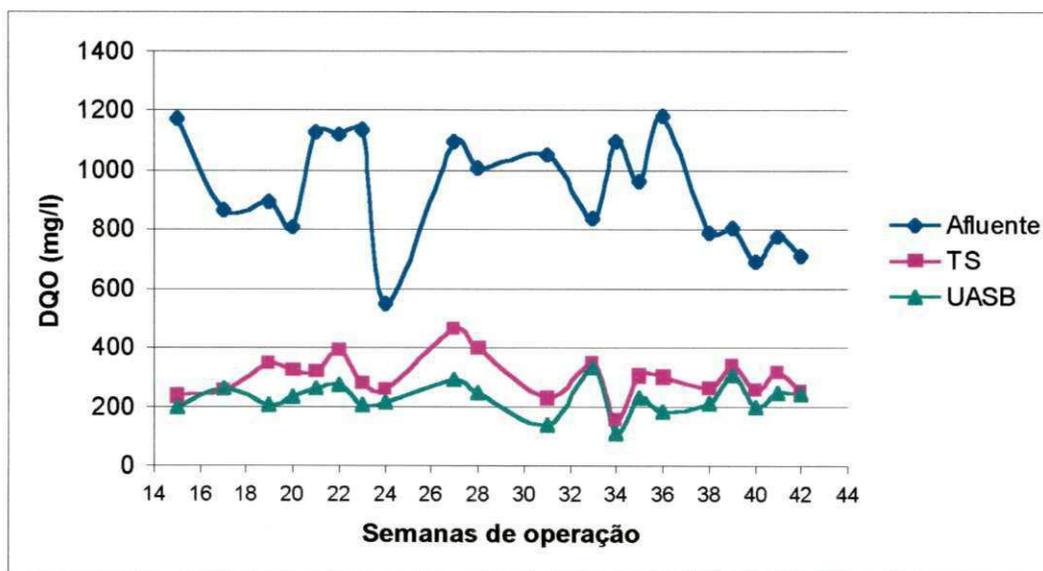


Figura 4.8- Valores médios da DQO afluente e dos efluentes do tanque séptico e UASB, ao longo da fase 2

Na fase 2, ou seja, após o UASB chegar em seu estado estacionário, este reator apresentou um efluente com uma DQO menor que a do tanque séptico, exceto na décima sétima semana de operação. As médias obtidas para o efluente do tanque séptico e do UASB foram respectivamente 302 e 230 mg/L enquanto que o primeiro apresentou um máximo de 464 mg/L e o segundo um máximo de 331 mg/L, comprovando um melhor desempenho do UASB nesta fase. Estes desempenhos também podem ser observados na Figura 4.8.

4.1.2.2- Remoções da DQO

As médias de remoções da DQO, obtidas na fase 1, podem ser observadas na Tabela 4.5. O tanque séptico apresentou uma remoção média de 56%. O UASB apresentou uma remoção média de 51%. As variações na remoção da DQO no UASB bem como as variações no tanque séptico podem ser observadas na Figura 4.9 onde também foi verificado que, no geral, o segundo teve um desempenho melhor que o primeiro.

Na segunda fase da pesquisa o UASB obteve remoções da DQO sempre superiores a 60%, como mostra a Tabela 4.6. Desta forma o UASB apresentou, nesta fase, uma remoção média de 74% enquanto que o tanque séptico obteve uma remoção média de 67% e estas remoções, podem ser acompanhadas na Figura 4.10.

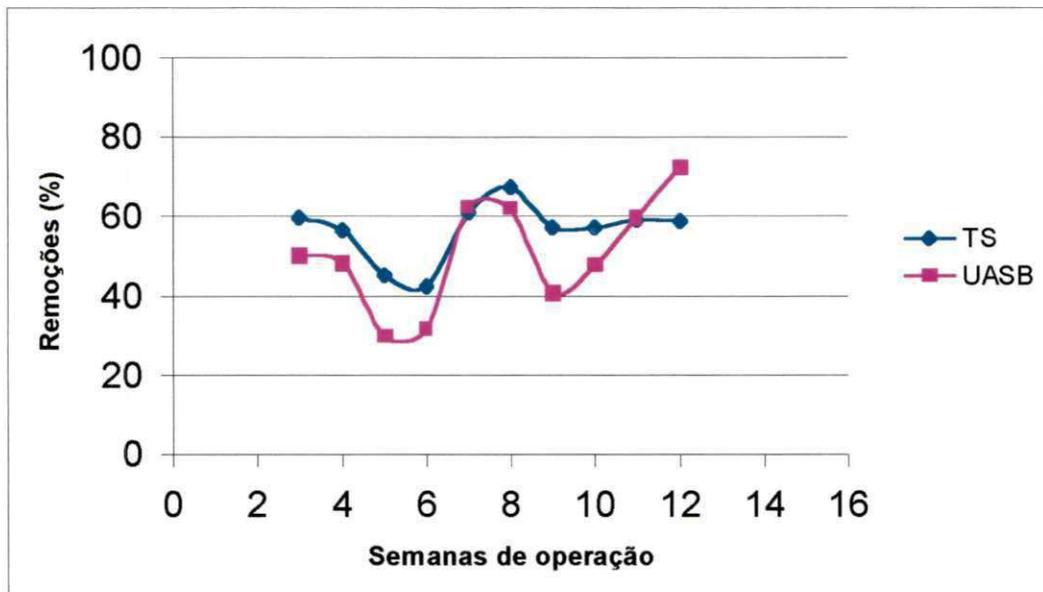


Figura 4.9- Remoções médias da DQO apresentadas pelo tanque séptico e UASB, ao longo da fase 1

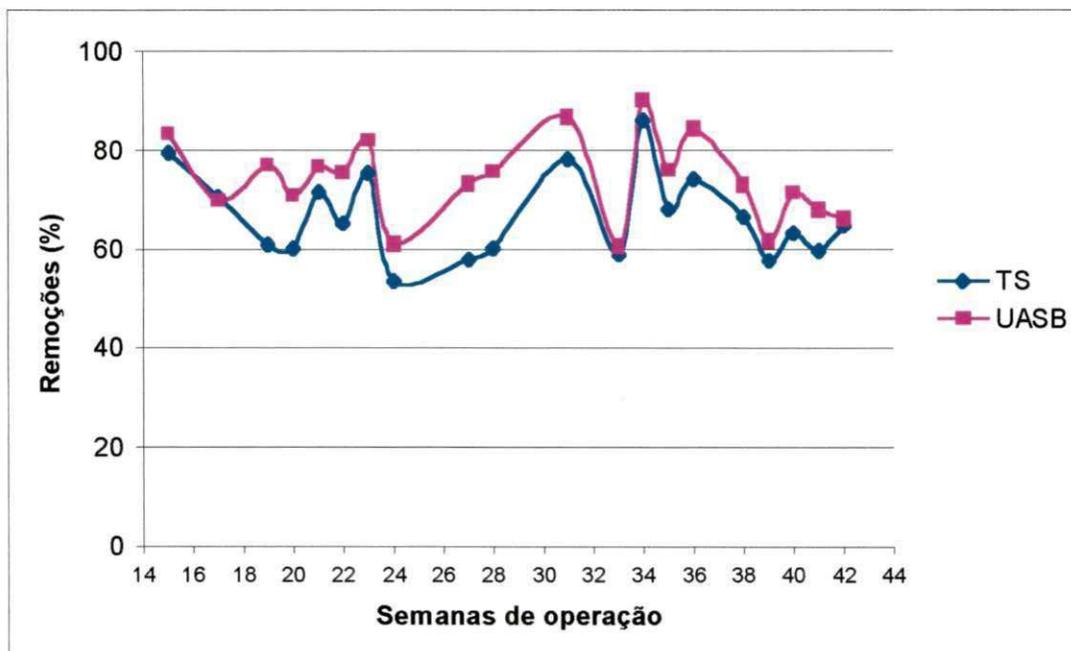


Figura 4.10- Remoções médias da DQO apresentadas pelo tanque séptico e UASB, ao longo da fase 2

4.1.2.3- Sólidos totais e voláteis

A Tabela 4.7 apresenta as concentrações médias semanais de sólidos totais e voláteis obtidas, bem como a relação entre elas durante a fase 1. O afluente apresentou uma média de 1,672 g/L e valores mínimos e máximos de 1,496 e 1,946 g/L respectivamente. Os efluentes dos reatores apresentaram valores médios próximos. A média do tanque séptico foi de 1,217 g/L e a do UASB foi de 1,261 g/L.

Com relação aos sólidos voláteis, na fase 1, estes também são apresentados na Tabela 4.7. Como no caso de sólidos totais, as médias dos efluentes também ficaram próximas, 0,318 e 0,340 g/L nos efluentes do tanque séptico e do UASB respectivamente. Os dois reatores apresentaram praticamente a mesma fração média de sólidos voláteis, o tanque séptico apresentando uma fração de 28 %, e, o UASB uma fração de 29 %.

Na fase 2, o afluente e os efluentes dos reatores apresentaram médias das concentrações de sólidos totais menores que as da fase anterior como mostra a Tabela 4.8, que também apresenta os valores das concentrações de sólidos voláteis. Da mesma forma que na fase anterior, tanque séptico e UASB apresentaram frações médias de sólidos voláteis bastante próximas, sendo apenas um pouco maiores, o tanque séptico apresentou uma fração de 33 % enquanto que o UASB apresentou uma fração de 34 %.

4.1.2.4- Sólidos suspensos totais e voláteis

As concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis durante a fase 2 são apresentadas na Tabela 4.9 onde foi observado que o afluente apresentou uma concentração média de 201 mg/L de sólidos suspensos totais e de 72 mg/L de suspensos voláteis. Os efluentes do tanque séptico e do UASB apresentaram concentrações médias bem próximas tanto de suspensos totais como de suspensos voláteis. Apenas os valores dos mínimos e máximos apresentaram grandes diferenças, o primeiro apresentou valores que variaram de 35 a 133 mg/L para os suspensos totais e de 27 a 121 mg/L para os suspensos voláteis, enquanto que o segundo apresentou valores de 13 a 254 mg/L para os suspensos totais e de 17 a 208 mg/L para os suspensos voláteis. As variações dos sólidos suspensos totais podem ser acompanhadas na Figuras 4.11 e as suas remoções podem ser acompanhadas na Figura 4.12.

Tabela 4.7- Médias semanais de sólidos totais e totais voláteis (mg/L) na fase 1

SEMANA	Afluente			TS			UASB		
	ST	STV	STV/ST	ST	STV	STV/ST	ST	STV	STV/ST
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	1,872	0,660	0,35	1,124	0,372	0,33	1,224	0,282	0,23
8	1,744	0,282	0,16	1,196	0,178	0,15	0,846	0,240	0,28
9	1,496	0,386	0,26	1,244	0,248	0,20	1,476	0,290	0,20
10	1,598	0,646	0,40	1,448	0,418	0,29	1,548	0,568	0,37
11	1,506	0,518	0,34	0,678	0,364	0,54	0,766	0,414	0,54
12	1,544	0,530	0,34	1,318	0,296	0,22	1,392	0,390	0,28
13	1,946	0,992	0,51	1,510	0,348	0,23	1,572	0,196	0,12
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÍNIMO	1,496	0,282	0,16	0,678	0,178	0,15	0,766	0,196	0,12
MEDIA	1,672	0,573	0,34	1,217	0,318	0,28	1,261	0,340	0,29
MAXIMO	1,946	0,992	0,51	1,510	0,418	0,54	1,572	0,568	0,54

(TS) Tanque séptico, (ST) Sólidos totais, (STV) Sólidos totais voláteis e (-) indica que não foi realizada medição

Tabela 4.8- Médias semanais de sólidos totais e voláteis (g/L) na fase 2

SEMANA	Afluente			TS			UASB		
	ST	STV	STV/ST	ST	STV	STV/ST	ST	STV	STV/ST
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	1,878	1,074	0,57	1,296	0,450	0,35	1,474	0,794	0,54
17	1,652	0,774	0,47	1,200	0,290	0,24	1,452	0,562	0,39
18	1,908	0,864	0,45	0,972	0,308	0,32	0,986	0,112	0,11
19	1,406	0,460	0,33	1,230	0,162	0,13	1,226	0,278	0,23
20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	2,688	0,638	0,24	1,798	0,450	0,25	1,922	0,478	0,25
24	1,694	0,608	0,36	1,496	0,518	0,35	1,142	0,384	0,34
25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	2,560	2,064	0,81	1,400	0,699	0,50	1,388	0,224	0,16
28	2,360	1,222	0,52	1,228	0,410	0,33	0,634	0,342	0,54
29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	1,778	0,956	0,54	0,644	0,244	0,38	1,026	0,660	0,64
31	1,088	0,316	0,29	0,774	0,100	0,13	1,050	0,314	0,30
32	1,346	0,452	0,34	0,614	0,116	0,19	1,056	0,392	0,37
33	0,880	0,376	0,43	1,164	0,078	0,07	0,918	0,060	0,07
34	1,130	0,568	0,50	0,810	0,288	0,36	0,482	0,128	0,27

SEMANA	Afluente			TS			UASB		
	ST	STV	STV/ST	ST	STV	STV/ST	ST	STV	STV/ST
35	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36	1,730	0,696	0,40	0,566	0,234	0,41	1,136	0,660	0,58
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	1,258	0,615	0,49	1,140	0,533	0,47	0,957	0,332	0,35
40	0,915	0,388	0,42	0,754	0,387	0,51	0,856	0,298	0,35
41	0,957	0,465	0,49	0,948	0,461	0,49	0,768	0,261	0,34
42	0,928	0,539	0,58	0,654	0,343	0,52	0,741	0,282	0,38
MINIMO	0,880	0,316	0,24	0,566	0,078	0,07	0,482	0,060	0,07
MEDIA	1,564	0,726	0,46	1,038	0,337	0,33	1,067	0,365	0,34
MAXIMO	2,688	2,064	0,81	1,798	0,699	0,52	1,922	0,794	0,64

(TS) Tanque séptico, (ST) Sólidos totais, (STV) Sólidos totais voláteis e (-) indica que não foi realizada medição

Tabela 4.9- Médias semanais de sólidos suspensos totais e voláteis (mg/L) e remoções de sólidos suspensos totais (%) na fase 2

SEMANAS	AFLUENTE		TS			UASB		
	SST	SSV	SST	SSV	REMOÇÃO	SST	SSV	REMOÇÃO
1	774	584	78	50	90	254	208	67
2	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-
4	262	216	118	66	55	182	94	31
5	287	166	107	31	67	117	23	52
6	359	227	133	54	63	77	57	78
7	490	381	131	121	72	196	199	60
8	504	346	98	68	81	114	72	77
9	-	-	-	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-
14	398	72	65	63	84	13	65	59
15	-	-	-	-	-	-	-	-
16	78	45	49	43	37	23	17	71
17	308	246	42	31	86	38	27	88
18	238	184	70	62	71	67	41	72
19	310	220	89	79	71	21	17	93
20	161	101	71	64	56	40	30	75
21	150	119	35	27	77	39	22	74
22	-	-	-	-	-	-	-	-
23	-	-	-	-	-	-	-	-
24	-	-	-	-	-	-	-	-
25	-	-	-	-	-	-	-	-
26	182	124	58	47	68	39	29	79
26	168	131	60	52	64	40	31	76
27	174	141	61	53	65	45	36	74
28	162	117	53	46	67	37	24	77

Continuação	AFLUENTE		TS			UASB		
	SST	SSV	SST	SSV	REMOÇÃO	SST	SSV	REMOÇÃO
MÍNIMO	78	45	35	27	37	13	17	31
MÉDIA	294	201	78	56	69	79	58	71
MÁXIMO	774	584	133	121	90	254	208	93
DESVIO PADRÃO	135	104	30	23	9	53	51	9

(SST) Sólidos suspensos totais, (SSV) sólidos suspensos voláteis e (-) indica que não foi realizada medição

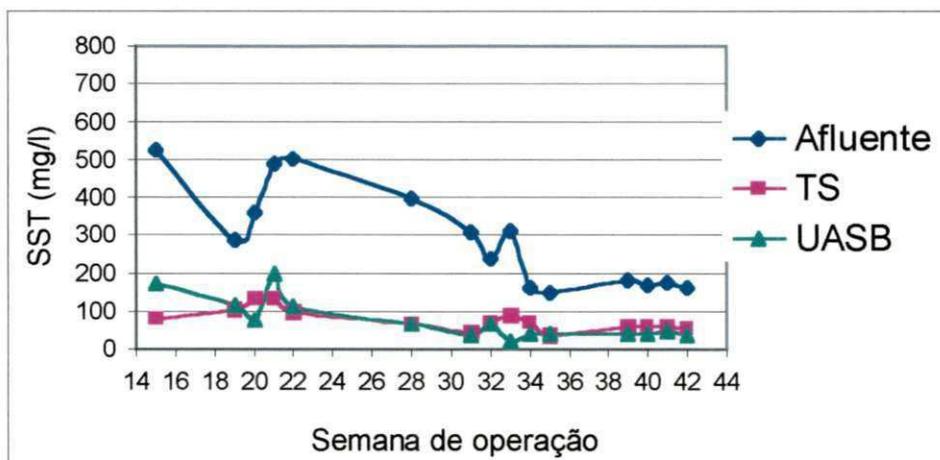


Figura 4.11- Médias semanais do afluente e dos efluentes do tanque séptico e do UASB das concentrações de sólidos suspensos totais na fase 2

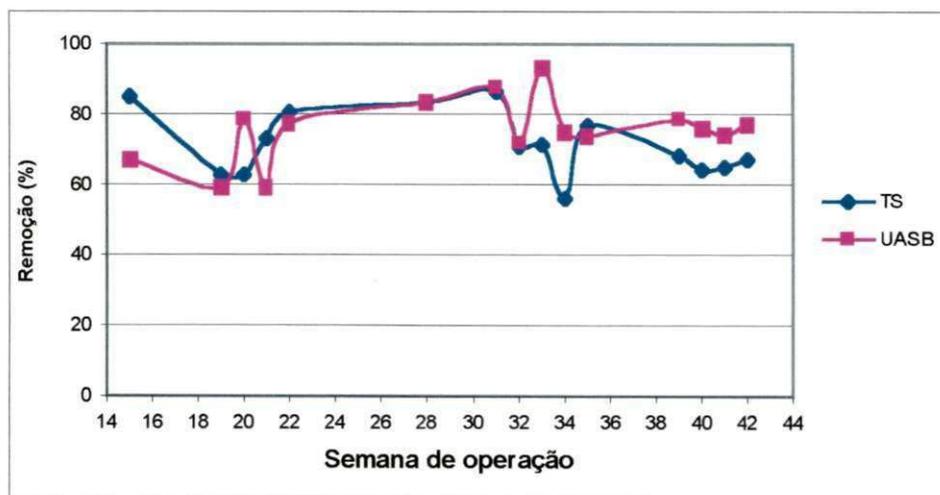


Figura 4.12- Médias semanais das remoções do tanque séptico e do UASB na fase 2

4.1.2.5- Manta de lodo

Para que fosse estimada a massa de lodo, foram realizados perfis de sólidos totais e voláteis ao longo da coluna do UASB. A partir da base os pontos de coleta das amostras, foram denominados de U1 até U6.

No tanque séptico, foram realizados perfis das concentrações em um ponto próximo à sua base, como se trata de um decanto-digestor, praticamente todo o lodo contido em seu interior, tende a localizar-se em seu fundo(a não ser as partículas de difícil sedimentação), e, assim, foi presumido que as concentrações de lodo nas camadas superiores a metade de sua altura útil seriam reduzidas e, assim, poderiam ser desprezadas, de modo que a massa de lodo contida no tanque séptico, poderia ser estimada com as concentrações da camada próxima à base.

Os valores mensais das concentrações de sólidos totais e voláteis no UASB estão apresentados na Tabela 4.10. Foi observado que nas camadas próximas à base, as concentrações eram maiores principalmente nos pontos U1 e U2. Foi observado, também, que estas concentrações foram aumentando com os meses de operação indicando o acúmulo de lodo, notadamente nos cinco primeiros pontos.

Os valores mensais das concentrações de sólidos totais e voláteis no tanque séptico são apresentados na Tabela 4.12. Como era de se esperar, as concentrações foram aumentando com o passar dos meses, indicando o acúmulo de lodo.

De posse das concentrações de sólidos em cada ponto de amostragem do UASB e no tanque séptico, foram calculadas as massas totais e voláteis de lodo no volume de influência de cada um destes pontos e estes valores são apresentados nas Tabelas 4.11 e 4.12. A Tabela 4.11 mostra a massa de lodo determinada em cada seção do reator UASB. Segundo estas massas de lodo, o reator aumentou ao longo de 10 meses de operação, sem ter sido dada descargas intencionais, uma massa de 5.513,3 gST/L. Como foi especificado no Capítulo 3, os pontos U2, U3 e U4 do UASB possuem os mesmos volumes de influência no entanto, foi observado uma considerável diferença na massa de lodo determinada para U2, em relação aos outros pontos. A partir do oitavo mês a massa de lodo, neste ponto, manteve-se praticamente constante.

No tanque séptico, houve um aumento crescente com o tempo da massa estimada de lodo, a exceção do quinto e do oitavo meses, quando foi observada uma massa menor que a do mês anterior. Isto pode ser atribuído ao fato de haver uma agitação no lodo contido em seu fundo, devido à contínua produção, ali, de biogás, fazendo com

que, na ocasião da coleta da amostra, o lodo estivesse irregularmente distribuído ou, mesmo, parcialmente carregado para as camadas pouco superiores. No último mês monitorado foi constatada uma massa de lodo de 20.325 g.

Tabela 4.10- Perfis das concentrações de lodo (g/L) nos pontos de amostragem do UASB

meses	U1		U2		U3		U4		U5		U6	
	ST	STV	ST	STV	ST	STV	ST	STV	ST	STV	ST	STV
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	2,4	1,0	1,3	0,3	0,4	0,4	0,6	0,3	1,1	0,3	1,1	0,3
3	34,3	15,2	2,3	1,5	3,6	1,3	2,7	1,5	2,3	1,2	3,2	1,2
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	52,4	35,5	1,6	0,5	1,4	0,4	1,4	0,4	1,4	0,4	1,3	0,4
6	36,9	25,0	26,2	17,5	1,4	1,0	1,7	0,2	1,6	0,7	1,8	0,7
7	48,7	31,5	65,9	41,4	29,6	18,3	1,3	1,0	3,0	0,8	3,0	2,4
8	46,8	29,6	39,8	25,1	3,1	1,7	2,4	0,7	1,4	0,1	1,2	0,3
9	49,7	31,8	42,5	26,5	6,6	3,9	4,9	2,9	2,2	1,1	1,9	1,2
10	50,4	32,9	43,2	27,6	8,3	4,7	4,8	3,0	3,2	1,1	2,0	1,1

Onde: (ST) Sólidos totais, (STV) Sólidos totais voláteis e (-) indica que não houve medição

Tabela 4.11- Massas de lodo (g) nos volumes de influência de cada ponto de amostragem do UASB

meses	U1		U2		U3		U4		U5		U6	
	MT	MV	MT	MV	MT	MV	MT	MV	MT	MV	MT	MV
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	143,7	60,1	49,5	12,4	17,2	14,1	22,4	13,4	43,4	11,6	115,3	27,1
3	2021,2	896,7	89,0	57,1	139,8	50,9	107,8	58,6	93,8	49,3	328,8	125,0
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	3084,0	2090,2	64,6	18,4	54,5	14,8	54,8	14,0	56,1	16,0	137,2	37,0
6	2171,4	1470,1	1028,5	689,2	53,7	38,4	67,8	8,4	65,4	29,0	180,9	67,4
7	2868,2	1853,9	2591,6	1628,9	1162,5	717,3	51,4	39,0	120,8	30,5	311,2	243,0
8	2757,6	1744,7	1563,1	985,5	121,9	66,9	93,3	29,3	55,3	4,8	120,7	31,0
9	2924,4	1873,0	1670,8	1041,5	258,7	153,3	191,2	114,0	86,4	44,9	189,0	122,5
10	2969,8	1937,8	1698,3	1084,7	324,3	184,7	188,1	117,9	130,0	44,1	202,8	112,3

Onde: (MT) Massa total, (MV) Massa volátil e (-) indica que não houve medição

Tabela 4.12- Concentrações (g/L) e massas de lodo (g) no tanque séptico

meses	ST	STV	MT	MV
1	-	-	-	-
2	6,7	4,1	5.025	3.075
3	9,9	5,1	7.425	3.825
4	-	-	-	-
5	8,7	5,5	6.525	4.125
6	27,1	17,2	20.325	12.900
7	-	-	-	-
8	18,1	10,1	13.575	7.575
9	25,5	14,5	19.125	10.875
10	27,1	15,7	20.325	11.775

Onde: (ST) sólidos totais, (STV) sólidos totais voláteis, (MT) massa total de lodo, (MV) massa volátil de lodo e (-) indica que não foi realizada medição

4.2- Sistemas de pós-tratamento

A partir deste item, serão apresentados os dados obtidos com os sistemas de pós-tratamento, os filtros anaeróbios. É importante salientar que estes reatores começaram a ser operados durante a vigésima primeira semana de operação da fase 2 dos sistemas de tratamento, por esta razão, os dados de desempenho obtidos serão apresentados referindo-se às semanas de operação dos sistemas de tratamento (semana 1- tanque séptico e UASB) e as semanas de operação dos filtros (semana 2).

4.2.1- Estabilidade operacional

4.2.1.1- pH

As médias semanais do pH dos efluentes dos filtros anaeróbios estão apresentadas na Tabela 4.14. Como mostra esta Tabela, independentemente da origem do efluente de tratamento a ser pós-tratado ou mesmo dos TDH aplicados nos filtros, todos apresentaram um pH bem semelhante, FAN₁, FAN₂ e FAN₃, apresentaram um mesmo pH médio, da ordem de 7,8 enquanto que FAN₄ apresentou um pH médio de 7,9. No entanto, se comparados com o pH de seus afluentes, os efluentes dos filtros anaeróbios apresentaram um ligeiro aumento em relação a estes.

4.2.1.2- Temperatura

As médias semanais da temperatura dos efluentes dos sistemas de pós-tratamento estão também apresentadas na Tabela 4.12. Foi observado que todos os filtros apresentaram ao longo de toda a fase da pesquisa uma temperatura média de 27 ° C e mínimos de 25 ° C.

4.2.1.3- Alcalinidade

Os valores médios semanais de alcalinidade de bicarbonato obtidos da análise de amostras dos efluentes dos filtros FAN₁ e FAN₂, que tratavam os efluentes do tanque séptico, e, FAN₃ e FAN₄, que tratavam o efluente do UASB, apresentados na Tabela 4.13. Foi observado que FAN₁ e FAN₂ apresentaram alcalinidades médias de 7,8 e 7,9 meq/L respectivamente, enquanto que FAN₃ e FAN₄ apresentaram médias de 8,3 e 8,4 meq/L respectivamente. Os filtros FAN₃ e FAN₄ apresentaram alcalinidades sempre superiores a 7 meq/L, sendo que o segundo apresentou um máximo de 10,2 meq/L.

4.2.1.4- Ácidos graxos voláteis

Na Tabela 4.13 são colocados os valores de AGV obtidos em todos os filtros anaeróbios de pós-tratamento. Da mesma forma que com a alcalinidade total, os AGV's independentemente dos diferentes TDH de cada filtro em cada sistema, apresentaram concentrações semelhantes. FAN₁ e FAN₂, alimentados com o efluente do tanque séptico, apresentaram concentrações médias de 1,3 e 1,2 meq/L respectivamente, enquanto que FAN₃ e FAN₄ (UASB) apresentaram médias 1 e 0,9 meq/L respectivamente. Todos estes reatores, apresentaram valores mínimos (notadamente nas últimas semanas) entre 0,3 e 0,5 meq/L.

4.2.2- Desempenho dos reatores

4.2.2.1- DQO

As médias semanais da DQO dos efluentes dos sistemas de pós-tratamento estão apresentadas na Tabela 4.14. Foi observado que no caso do pós-tratamento do efluente do tanque séptico, embora FAN₂ operasse com um TDH maior que FAN₁, a diferença de desempenho entre os dois não foi significativa. As médias da DQO apresentada por estes dois filtros anaeróbios, durante toda a pesquisa, foram bem próximas, na ordem de 191 e 190 mg/L para FAN₁ e FAN₂ respectivamente.

No caso do pós-tratamento aplicado ao efluente do UASB, apenas na primeira e na quarta semana de operação dos sistemas, FAN₄ que possuía um TDH maior que FAN₃, apresentou um DQO efluente superior a este último. No entanto, FAN₃ manteve quase sempre uma DQO próxima a de FAN₄. As médias apresentadas por estes reatores foram de 173 e 152 mg/L, respectivamente. Estes dois reatores chegaram a apresentar frequentemente a mesma DQO que a do efluente do UASB (eficiência de remoção nula).

4.2.2.2- Remoções da DQO

Na Tabela 4.15 estão apresentadas tanto as remoções dos filtros anaeróbios em relação aos afluentes dos sistemas de tratamento (remoção 1) como em relação ao esgoto bruto (remoção 2), portanto as remoções totais entre tratamento e pós-tratamento.

Com relação à remoção 1, FAN₁ e FAN₂ apresentaram a mesma remoção média na ordem de 32%, apresentando um acréscimo de remoção em relação ao

tratamento (TS) de, no mínimo, 10 %. FAn_3 e FAn_4 chegaram a não apresentar remoção em relação ao UASB. As médias da remoção 1 apresentadas por FAn_3 e FAn_4 foram de 19 e 28%, respectivamente.

Com relação à remoção 2 ou total, FAn_1 e FAn_2 apresentaram uma remoção média de 77 % e FAn_3 e FAn_4 apresentaram remoções médias de 77 e 81 %, respectivamente. O desempenho total (remoção 2) de remoção da DQO dos sistemas de tratamento e o conseguinte pós-tratamento em relação às semanas de operação dos filtros, estão apresentados nas Figuras 4.14 e 4.15.

4.2.2.3- Sólidos suspensos totais e voláteis

As médias semanais das concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis nos efluentes dos filtros anaeróbios, bem como as suas remoções apresentadas, estão apresentadas na Tabela 4.16. Foi observado que, no caso dos sólidos suspensos totais de FAn_1 e FAn_2 , os diferentes TDH tiveram maior influência do que em FAn_3 e FAn_4 . O filtro FAn_1 que possuía um TDH de 12 horas apresentou uma concentração média de 41 mg/L, enquanto que FAn_2 apresentou a mesma média de 30 mg/L com um máximo de 40 mg/L e o primeiro, um máximo de 68 mg/L.

Tabela 4.13- Médias semanais de pH e temperatura (°C) dos efluentes dos filtros anaeróbios

SEMANAS 1 (TS e UASB)	SEMANAS 2 (FAn)	FAn ₁		FAn ₂		FAn ₃		FAn ₄	
		pH	T	PH	T	pH	T	pH	T
21	1	7,5	28	7,6	27	7,4	27	7,5	27
22	2	7,6	28	7,6	27	7,8	28	7,8	28
23	3	7,9	27	8,0	27	8,0	27	8,1	27
24	4	7,9	28	7,9	28	8,0	28	8,0	28
25	5	8,1	27	8,1	27	8,2	27	8,1	27
26	6	7,7	28	8,0	28	7,7	28	7,8	28
27	7	7,7	26	8,0	26	7,8	26	8,1	26
28	8	7,7	28	7,7	28	7,6	28	7,8	28
29	9	7,8	30	7,8	29	7,8	29	7,8	30
30	10	7,6	29	7,6	29	7,8	29	7,7	29
31	11	7,7	27	7,7	27	7,6	28	7,7	27
32	12	7,7	27	7,8	26	7,7	26	7,9	27

SEMANAS 1 (TS e UASB)	SEMANA 2 (FAn)	FAn ₁		FAn ₂		FAn ₃		FAn ₄	
		pH	T	pH	T	pH	T	pH	T
33	13	7,7	27	7,6	26	7,6	27	7,8	27
34	14	7,6	27	7,7	27	7,6	28	7,7	28
35	15	7,6	25	7,8	25	7,7	27	7,8	26
36	16	7,7	26	7,8	26	7,7	26	8,0	26
37	17	7,7	28	7,7	28	7,6	29	7,9	29
38	18	7,7	25	7,7	26	7,8	26	7,8	25
39	19	8,2	25	8,2	25	8,1	25	8,3	25
40	20	8,2	27	8,2	27	7,9	26	7,9	27
41	21	8,1	28	8,1	27	7,8	27	7,9	28
42	22	7,8	27	7,8	28	7,8	28	8,0	28
MÍNIMO		7,5	25	7,6	25	7,4	25	7,5	25
MÉDIA		7,8	27	7,8	27	7,8	27	7,9	27
MAXIMO		8,2	30	8,2	29	8,2	29	8,3	30

(SEMANA 1) Semana de operação da fase 2, (SEMANA 2) Semana de operação dos filtros e (-) Indica que não foi realizada medição

Tabela 4.14- Médias semanais da alcalinidade a bicarbonato (meq/L) e de ácidos graxos voláteis (meq/L) dos filtros anaeróbios

SEMANAS 1 (TS e UASB)	SEMANAS 2 (Fan)	FAn ₁		FAn ₂		FAn ₃		FAn ₄	
		AB	AGV	AB	AGV	AB	AGV	AB	AGV
21	1	7,3	2,9	7,5	2,8	8,9	2,0	8,4	1,9
22	2	7,9	3,0	8,0	2,7	10,0	1,5	10,2	1,3
23	3	7,1	2,0	7,0	1,9	8,3	0,7	8,3	0,6
24	4	7,2	2,0	7,0	2,0	8,4	0,7	8,6	0,5
25	5	7,6	1,7	7,9	1,5	8,9	0,9	8,3	0,8
26	6	8,0	1,7	8,6	1,2	8,1	1,6	7,6	1,5
27	7	9,2	1,7	8,2	1,5	8,8	1,2	9,3	0,9
28	8	9,2	1,2	9,0	1,3	9,5	1,3	9,2	1,2
29	9	8,7	1,3	8,5	1,3	8,6	1,1	8,8	1,2
30	10	7,9	1,6	8,3	1,4	8,4	1,1	8,0	1,5
31	11	7,7	0,8	7,9	0,6	7,2	0,6	7,3	0,6

SEMNAS 1 (TS e UASB)	SEMNAS 2 (Fan)	FAn ₁		FAn ₂		FAn ₃		FAn ₄	
		AB	AGV	AT	AGV	AT	AGV	AT	AGV
32	12	8,0	0,7	7,7	0,6	7,5	0,7	8,0	0,5
33	13	8,5	0,9	8,3	1,3	8,3	1,4	8,9	0,9
34	14	6,7	0,7	7,7	0,9	7,5	0,8	7,9	0,6
35	15	8,0	0,9	8,1	0,9	8,8	0,9	8,1	0,9
36	16	8,1	1,0	8,2	0,9	8,5	1,4	9,2	0,8
37	17	8,0	1,4	8,2	1,2	9,0	1,1	9,3	0,9
38	18	7,6	0,8	7,8	0,8	8,2	0,8	8,3	0,7
39	19	7,0	0,5	6,9	0,5	7,4	0,5	7,7	0,4
40	20	7,3	0,8	7,4	0,7	7,6	0,6	8,0	0,5
41	21	7,7	0,6	8,0	0,4	7,9	0,5	8,0	0,4
42	22	7,8	0,5	6,6	0,3	7,3	0,5	7,3	0,4
MÍNIMO		6,7	0,5	6,6	0,3	7,2	0,5	7,3	0,4
MEDIA		7,8	1,3	7,9	1,2	8,3	1,0	8,4	0,9
MÁXIMO		9,2	3,0	9,0	2,8	10,0	2,0	10,2	1,9

(SEMANA 1) Semana de operação da fase 2, (SEMANA 2) Semana de operação dos filtros, (AB) Alcalinidade a bicarbonato e (AGV) Ácidos graxos voláteis

Tabela 4.15- Médias semanais da DQO (mg/L) dos efluentes dos filtros anaeróbios e as suas consequentes remoções (%) parciais (remoção 1) e totais (remoção 2)

SEMANAS 1 (TS e UASB)	SEMANAS 2 (FAn)	FAn ₁			FAn ₂			FAn ₃			FAn ₄		
		DQO	REMOÇÃO 1	REMOÇÃO 2									
21	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	2	304	22	73	348	11	69	275	0	75	203	26	82
23	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	4	-	-	-	232	10	58	174	19	69	203	5	63
25	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	7	415	11	62	292	37	73	261	11	76	154	47	86
28	8	154	62	85	169	58	83	123	50	88	123	50	88
29	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	10	154	#	#	169	#	#	123	#	#	123	#	#
31	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

SEMANAS 1 (TS e UASB)	SEMANAS 2 (FAn)	FAn ₁			FAn ₂			FAn ₃			FAn ₄		
		DQO	REMOÇÃO 1	REMOÇÃO 2									
32	12	105	#	#	180	#	#	129	#	#	129	#	#
33	13	169	51	80	185	47	78	-	-	-	114	26	82
34	14	135	12	88	137	11	88	108	0	90	108	0	90
35	15	123	60	87	108	65	89	92	60	90	61	74	94
36	16	200	34	83	154	50	87	183	0	84	183	0	84
37	17	107	#	#	76	#	#	153	#	#	122	#	#
38	18	198	25	75	195	26	75	188	11	76	183	14	77
39	19	224	34	72	222	35	72	218	29	73	215	30	73
40	20	204	20	70	198	22	71	182	8	74	176	11	74
41	21	220	30	72	216	31	72	212	15	73	207	17	73
42	22	175	31	75	172	32	76	168	30	76	164	32	77
MÍNIMO		105	11	62	76	10	58	92	0	68	61	0	63
MÉDIA		191	37	77	190	32	77	173	17	77	162	28	81
MÁXIMO		415	65	88	348	65	89	275	60	90	215	74	94
DESVIO PADRÃO		78	16	8	63	17	8	54	20	7	44	24	8

(SEMANA 1) Semana de operação da fase 2, (SEMANA 2) Semana de operação dos filtros, (REMOÇÃO 1) Remoção do pós-tratamento, (REMOÇÃO 2) Remoção tratamento/pós-tratamento, (-) indica que não foi realizada medição e (#) indica que não havia dados do TS e UASB naquela semana

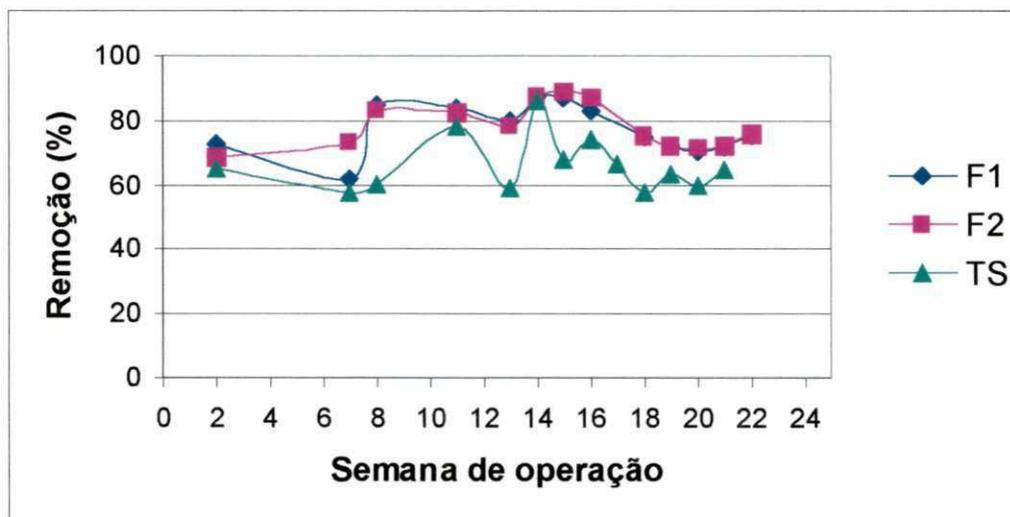


Figura 4.13- Remoção da DQO obtida no tanque séptico (TS) e no conjunto TS+FA

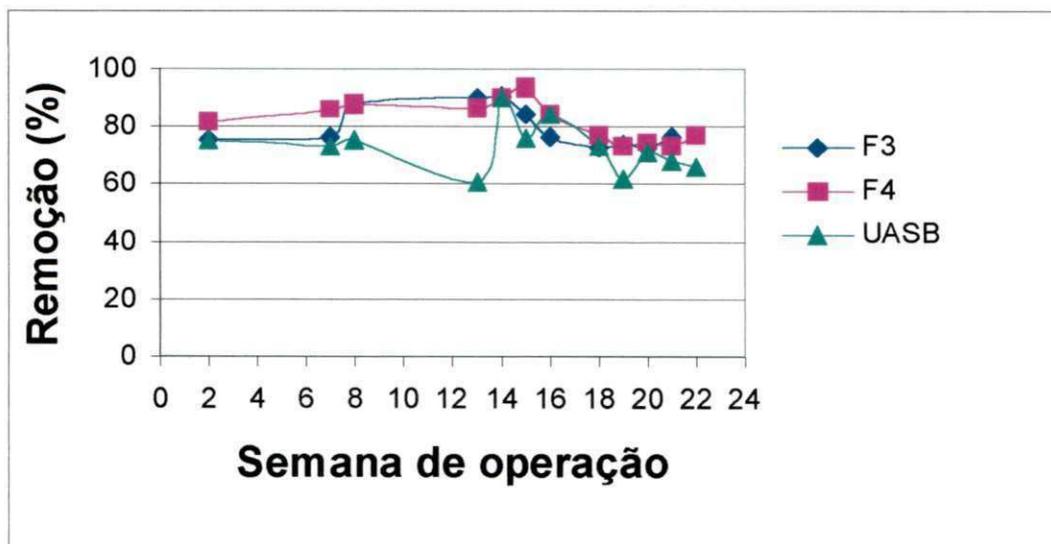


Figura4.14- Remoção da DQO obtida no reator UASB e no conjunto UASB+FA

Tabela 4.16- Médias semanais de sólidos suspensos totais e voláteis (mg/L) dos efluentes dos filtros anaeróbios

SEM 1 (TS e UASB)	SEM 2 (FAn)	FAn ₁				FAn ₂				FAn ₃				FAn ₄			
		SST	SSV	REM 1	REM 2	SST	SSV	REM 1	REM 2	SST	SSV	REM 1	REM 2	SST	SSV	REM 1	REM 2
21	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28	8	61	38	6	85	35	17	46	91	32	9	51	92	25	19	62	94
29	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	10	32	27	#	#	10	5	#	#	11	7	#	#	11	7	#	#
31	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	12	68	57	3	71	23	21	67	90	48	31	28	80	26	12	61	89
33	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

SEM 1 (TS e UASB)	SEM 2 (FAn)	FAn ₁				FAn ₂				FAn ₃				FAn ₄			
		SST	SSV	REM 1	REM 2	SST	SSV	REM 1	REM 2	SST	SSV	REM 1	REM 2	SST	SSV	REM 1	REM 2
34	14	38	36	46	76	26	20	63	84	36	35	10	78	34	30	15	79
35	15	14	12	60	91	33	18	6	78	6	3	85	96	5	4	87	97
36	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
37	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	19	40	36	31	78	36	33	38	80	23	20	41	87	21	18	46	88
40	20	37	32	38	78	32	27	47	81	20	17	50	88	22	19	45	87
41	21	42	35	31	76	40	25	34	77	28	24	38	84	22	19	51	87
42	22	36	28	32	78	35	29	34	78	25	21	32	85	21	17	43	87
MINIMO		14	12	3	71	10	5	6	77	6	3	10	78	5	4	15	79
MÉDIA		41	33	31	79	30	22	42	82	25	19	42	86	21	16	51	89
MÁXIMO		68	57	60	91	40	33	67	91	48	35	85	96	34	30	87	97
DESVIO PADRÃO		16	12	19	6	9	8	19	6	13	11	22	6	8	8	20	5

SEM 1- Semana de operação da fase 2, SEM 2- Semana de operação dos filtros, REM 1- Remoção em relação ao tratamento, REM 2- Remoção tratamento/pós-tratamento e - indica que não foi realizada medição

Figura 4.15- Remoções de sólidos suspensos obtidas no tanque séptico e no conjunto TS+Fan

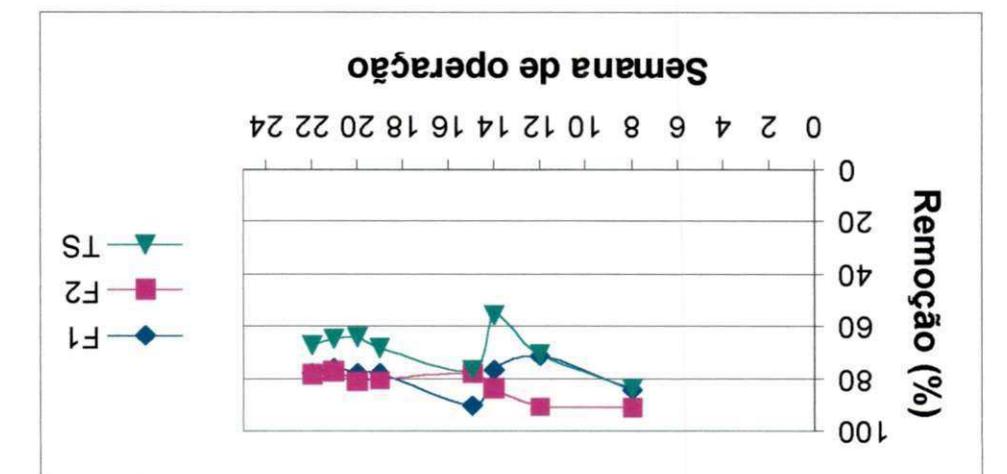
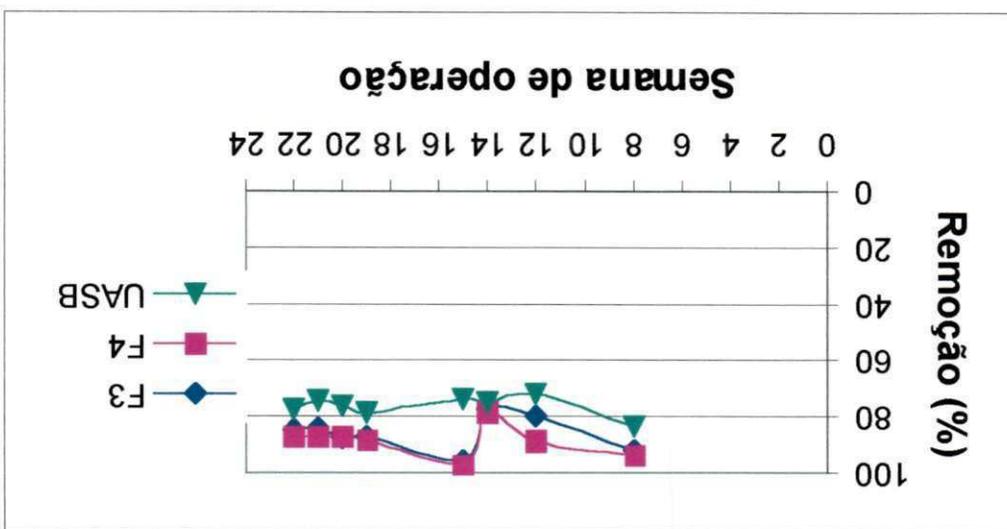


Figura 4.16- Remoções de sólidos suspensos obtidas no UASB e no conjunto UASB+Fan



Os filtros FAN_3 e FAN_4 , apresentaram valores de sólidos suspensos totais mais próximos, como médias de 25 e 21 mg/l, respectivamente, bem como as menores concentrações determinadas no efluente, foram de 6 mg/l em FAN_3 e 5 mg/l em FAN_4 .

No caso das remoções apresentadas pelos sistemas de pós-tratamento como mostra a Tabela 4.16, a remoção 1 — que trata daquela efetuada pelos filtros em relação ao efluente do tratamento inicial — apresentada por FAN_1 obteve um máximo de 60 % enquanto que o de FAN_2 , foi de 67 % o que fez com que se atingisse, neste caso, uma remoção 2 ou total de 91 % como ilustra a Figura 4.15.

Para os filtros FAN_3 e FAN_4 que atuavam sobre o efluente do UASB, as remoções em cima deste, estiveram mais próximas com máximos observados de 85 e 87 % para F3 e F4 respectivamente, onde se chegou, assim, a atingir respectivamente remoções totais de 96 e 97 %, como ilustra a Figura 4.16.

4.3- Aplicação no solo

Com o objetivo de verificar a viabilidade da aplicação no solo, dos efluentes dos sistemas de tratamento (tanque séptico e UASB), foram operados dois sumidouros, sendo eles, S1 recebendo o efluente do tanque séptico e S2 recebendo o do UASB. O parâmetro medido em cada um, foi a taxa de infiltração (TI). As TI medidas são apresentadas nas Tabelas 4.17 e 4.18 e suas oscilações podem ser acompanhadas nas Figuras 4.17 e 4.18. Como as TI's variavam com as condições ambientais do solo, que mudavam em dias chuvosos, não foram realizadas médias semanais mas sim colocadas de acordo com a data em que se realizou a investigação, tornando assim possível, uma posterior análise da mudança ou não da capacidade de percolação do solo.

Como mostram as Tabelas 4.17 e 4.18, os dois sumidouros apresentaram sempre TI's iguais em uma mesma data. Foi observado que ambos apresentaram uma máxima TI de $0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, TI esta apresentada em quase toda a pesquisa e que após um período de chuvas no mês de junho foi verificada no final da pesquisa demonstrando que não houve perda de carga no solo. As menores TI's apresentadas, da ordem de $0,24 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, foram apresentadas em períodos chuvosos.

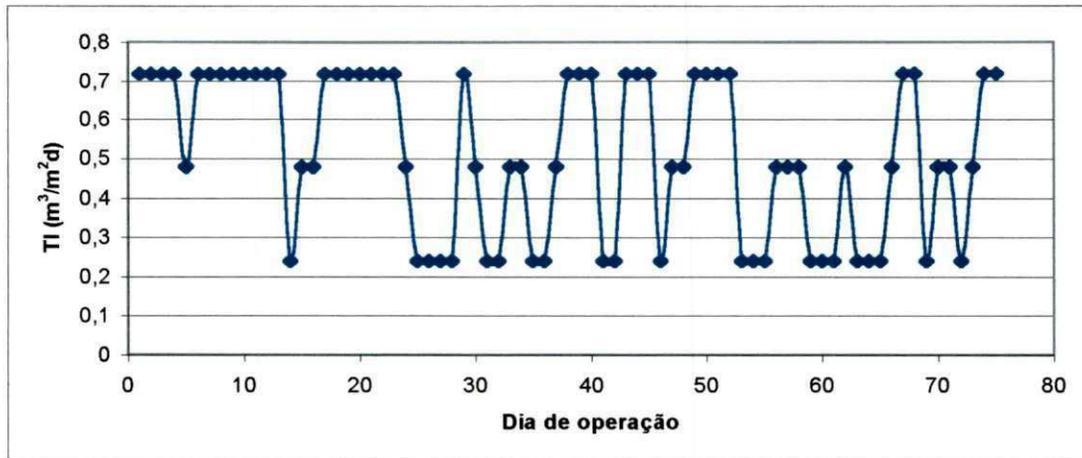


Figura 4.17- Taxas de infiltração apresentadas em S1

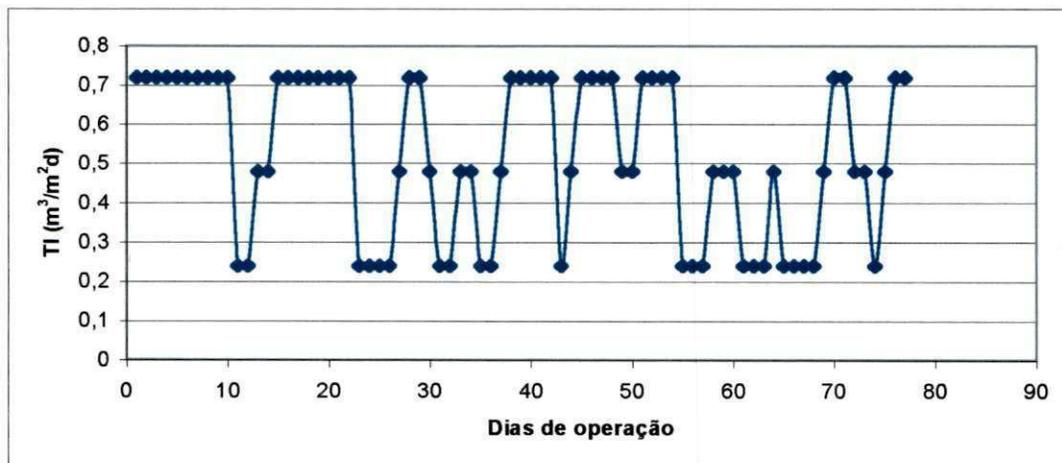


Figura 4.18- Taxas de infiltração apresentadas em S2

Tabela 4.17- Taxas de infiltração (m^3/m^2d) apresentadas em S1

DATA	TI	DATA	TI	DATA	TI
25/Jan	0,72	05/Abr	0,24	26/Mai	0,72
27/Jan	0,72	06/Abr	0,24	29/Mai	0,72
28/Jan	0,72	07/Abr	0,24	30/Mai	0,24
31/Jan	0,72	12/Abr	0,72	31/Mai	0,24
02/Fev	0,48	14/Abr	0,48	01/Jun	0,24
03/Fev	0,72	17/Abr	0,24	02/Jun	0,48
07/Fev	0,72	18/Abr	0,24	05/Jun	0,48
08/Fev	0,72	19/Abr	0,48	06/Jun	0,48
10/Fev	0,72	20/Abr	0,48	07/Jun	0,24
11/Fev	0,72	24/Abr	0,24	08/Jun	0,24
14/Fev	0,72	26/Abr	0,24	09/Jun	0,24
16/Fev	0,72	26/Abr	0,48	12/Jun	0,48
18/Fev	0,72	02/Mai	0,72	13/Jun	0,24
25/Fev	0,24	03/Mai	0,72	15/Jun	0,24
28/Fev	0,48	04/Mai	0,72	16/Jun	0,24
01/Mar	0,48	08/Mai	0,24	19/Jun	0,48
02/Mar	0,72	10/Mai	0,24	20/Jun	0,72
14/Mar	0,72	12/Mai	0,72	21/Jun	0,72
15/Mar	0,72	15/Mai	0,72	22/Jun	0,24
23/Mar	0,72	16/Mai	0,72	23/Jun	0,48
25/Mar	0,72	18/Mai	0,24	26/Jun	0,48
27/Mar	0,72	19/Mai	0,48	27/Jun	0,24
29/Mar	0,72	22/Mai	0,48	28/Jun	0,48
03/Abr	0,48	24/Mai	0,72	29/Jun	0,72
04/Abr	0,24	25/Mai	0,72	30/Jun	0,72

TI-Taxa de infiltração

Tabela 4.18- Taxas de infiltração (m^3/m^2d) apresentadas em S2

DATA	TI	DATA	TI	DATA	TI
26/Jan	0,72	10/Abr	0,48	26/Mai	0,72
27/Jan	0,72	11/Abr	0,72	26/Mai	0,72
28/Jan	0,72	13/Abr	0,72	30/Mai	0,24
03/Fev	0,72	14/Abr	0,48	31/Mai	0,24
07/Fev	0,72	17/Abr	0,24	01/Jun	0,24
08/Fev	0,72	18/Abr	0,24	02/Jun	0,48
11/Fev	0,72	19/Abr	0,48	05/Jun	0,48
14/Fev	0,72	20/Abr	0,48	06/Jun	0,48
16/Fev	0,72	24/Abr	0,24	07/Jun	0,24
18/Fev	0,72	25/Abr	0,24	08/Jun	0,24
22/Fev	0,24	26/Abr	0,48	09/Jun	0,24
25/Fev	0,24	27/Abr	0,72	12/Jun	0,48
28/Fev	0,48	28/Abr	0,48	13/Jun	0,24
01/Mar	0,48	03/Mai	0,72	14/Jun	0,24
14/Mar	0,72	04/Mai	0,72	15/Jun	0,24
15/Mar	0,72	05/Mai	0,72	16/Jun	0,24
17/Mar	0,72	09/Mai	0,24	19/Jun	0,48
21/Mar	0,72	11/Mai	0,48	20/Jun	0,72
22/Mar	0,72	12/Mai	0,72	21/Jun	0,72
23/Mar	0,72	15/Mai	0,72	23/Jun	0,48
27/Mar	0,72	16/Mai	0,72	26/Jun	0,48
29/Mar	0,72	17/Mai	0,72	27/Jun	0,24
04/Abr	0,24	19/Mai	0,48	28/Jun	0,48
05/Abr	0,24	22/Mai	0,48	29/Jun	0,72
06/Abr	0,24	23/Mai	0,72	30/Jun	0,72
07/Abr	0,24	24/Mai	0,72		

CAPÍTULO 5

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

No presente capítulo, serão discutidos os dados obtidos da operação dos dois sistemas unifamiliares de tratamento doméstico. Foram considerados os seguintes pontos para discussão:

- estabilidade operacional dos sistemas;
- desempenho das unidades de tratamento, o tanque séptico e UASB, nas duas fases operacionais;
- desempenho das unidades de pós-tratamento, filtros anaeróbios;
- desenvolvimento de lodo no UASB;
- aplicação no solo dos efluentes dos sistemas de tratamento.

A operação das unidades de tratamento foi dividida em duas fases (fase 1 e fase 2), como já foi dito no capítulo anterior, sendo a segunda, considerada a partir da semana em que o reator UASB estivesse operando sob o estado estacionário. Assim, após a décima quarta semana de operação, aproximadamente, o UASB começou a apresentar um desempenho estável, notadamente na remoção da DQO que passou a ser superior a 60%. Desta forma, se estipulou, que a fase 1, ou período de partida, do UASB teve a duração de quatorze semanas, e, que a fase 2 compreenderia as semanas seguintes.

5.1- Estabilidade operacional

A instabilidade que foi cogitada nos sistemas de tratamento, era o "azedamento" do conteúdo dos reatores, que poderia ocorrer se a fermentação ácida prevalecesse sobre a fermentação metanogênica. Todavia como mostra a Tabela 5.1, o pH dos efluentes do UASB nas duas fases operacionais, apresentou valores médios sempre próximos ou iguais ao neutro (7,0), o que comprovou que, principalmente na fase 1, quando este tendia a apresentar uma maior produção de ácidos (fermentação ácida), não houve risco de azedamento no reator que viesse a prejudicar o processo de digestão anaeróbia. Este resultado, foi compatível com a expectativa, uma vez que, normalmente, o azedamento de um reator UASB tratando esgoto, não constitui um problema, já que a alcalinidade é suficiente para manter o pH numa faixa adequada (Van Haandel e Lettinga, 1994).

Tabela 5.1- Médias dos parâmetros que caracterizam a estabilidade operacional nos efluentes dos reatores de tratamento e pós-tratamento

	pH	T	AB	AGV
TS fase 1	7,7	28	8,4	3,1
TS fase 2	7,4	27	6,9	2,0
Fan ₁	7,8	27	7,8	1,3
Fan ₂	7,8	27	7,9	1,2
UASB fase 1	7,2	27	8,1	3,0
UASB fase 2	7,2	27	7,6	1,4
Fan ₃	7,8	27	8,3	1,0
FAN ₄	7,5	27	8,4	0,9

Onde: (TS) tanque séptico, (FAn) filtro anaeróbio, (T) temperatura em ° C, (AB) alcalinidade de bicarbonato em meq/L, (AGV) ácidos graxos voláteis em meq/L

Durante a fase 1, notadamente entre a quinta e a décima semanas de operação, o UASB apresentou em seu efluente uma concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) maior que a do efluente. Estequiometricamente, o aumento de 1,0 meq/L na concentração de AGV representa uma diminuição de 1,0 meq/L da AB. No entanto, na fase citada, o aumento da concentração de AGV do afluente para o efluente do UASB provocou uma diminuição da AB igual ou inferior a esta diferença, comprovando que no segundo caso, estava havendo uma produção de alcalinidade possivelmente devido a amonificação, que é a mineralização do nitrogênio orgânico. Na quinta semana, por exemplo, foi verificado o maior aumento de AGV do efluente em relação ao afluente, da ordem de 2,0 meq/L. Foi concluído que, nesta semana, houve geração de 1,6 meq/L de alcalinidade no reator.

Na fase 2, quando o UASB se encontrava no estado estacionário, houve, praticamente, uma redução em seu efluente da concentração de AGV, tendo ocorrido um máximo de 3,0 meq/L na décima quinta semana de operação. Nesta semana, apresentada uma DQO digerida de 975 mg/L. Pode-se fazer uma estimativa do potencial de produção de AGV da seguinte maneira: cerca de 70% da DQO digerida é convertida para ácido acético (proporcional aos AGV) (*ibid*). Assim, $0,7 \times 975 = 682$ mg/L de DQO podem ter sido convertidos em ácido acético. Como a DQO teórica do ácido acético é de 1,07 mgDQO/mgHAc pode-se considerar que foram produzidos cerca de $682/1,07 = 637$ mgHAc/L ou $637/60 = 10,6$ meq/L. O afluente apresentou nesta semana uma concentração

de 4,5 meq/L que somados ao que foi produzido, fez com que no reator tenha se chegado, possivelmente, a uma concentração menor em 3 meq/L que o afluente, comprova que houve não só a conversão do ácido acético produzido, para metano, como também, de parte daquele contido no afluente.

Assim, se concluiu que, em todas as semanas, onde houve uma redução da concentração de AGV afluente, indicou que a fermentação metanogênica da DQO afluente, em todos os reatores, prevalecia sobre a fermentação ácida. Daí um bom indicativo de que na fase 1, o UASB se encontrava em seu período de partida, por apresentar, na maioria das semanas, um aumento no seu efluente da concentração de AGV.

Em todos os reatores, nas semanas onde houve um aumento da alcalinidade efluente em relação à afluente, e no caso do UASB, principalmente na segunda fase, houve uma produção de alcalinidade devido à redução de AGV e/ou também, devido à amonificação.

De uma forma geral, todos os sistemas de tratamento e pós-tratamento apresentaram boa estabilidade operacional. Os filtros anaeróbios apesar de apresentarem em algumas semanas nos seus efluentes um pH superior a 7,5, não tiveram seus desempenhos de remoção de matéria orgânica comprometidos como será visto posteriormente.

5.2- Desempenho do tanque séptico e do UASB

5.2.1- Fase 1

A matéria orgânica contida no afluente, e sua fração remanescente no efluente dos reatores, foi quantificada através da medição da DQO. Este parâmetro, também foi utilizado para a análise do desempenho em termos de eficiência na remoção da matéria orgânica.

Durante a fase 1, a DQO do afluente dos dois reatores foi sempre menor que a do afluente mostrando que, mesmo durante a partida do UASB, havia nele remoção de matéria orgânica.

Nesta fase o tanque séptico apresentou uma DQO efluente menor que o UASB na maioria das semanas, principalmente, nas dez primeiras. Isto pode ser explicado pelo fato de que o UASB não foi inoculado e, portanto, estar na fase de partida, tendo-se a sedimentação como mecanismo principal na remoção da DQO. Uma vez que o tanque

séptico possuía um maior volume e, portanto, um TDH bem maior que o UASB (2 dias), é de se esperar que a sedimentação fosse mais eficiente.

Com isso, o tanque séptico apresentou uma melhor remoção da DQO que o UASB. A remoção média apresentada pelo tanque séptico, foi de apenas 56% da DQO afluente. Esta baixa remoção é explicada pelo fato de, neste reator, o fluxo ser horizontal e, portanto, não haver contato com as bactérias contidas no lodo que fica retido no fundo, fazendo, assim, com que o processo de remoção da matéria orgânica seja mais físico, que biológico.

No UASB, ao contrário do tanque séptico, há um permanente contato entre o afluente e o lodo produzido no reator fazendo com que o processo de remoção seja essencialmente biológico, só que para que a remoção fosse completada, toda comunidade de bactérias necessárias para esta remoção deveria estar formada. Contudo, isto não era o caso na primeira fase e por isso apresentou uma remoção média da DQO afluente de apenas 51%.

Tendo em vista que o afluente apresentou uma fração média de 34% de sólidos voláteis, foi constatada redução destes nos dois reatores, um pouco maior no tanque séptico devido ao alto TDH.

5.2.2- Fase 2

Da mesma forma que na fase anterior, na fase 2 os dois reatores apresentaram uma DQO menor que a do afluente demonstrando a remoção durante todo o período. Como mostra a Figura 5.1, na fase 2, o tanque séptico apresentou uma DQO efluente média de 299 mg/L, portanto menor que a apresentada na fase 1. Por já estar funcionando em seu estado estacionário, o UASB apresentou uma DQO menor em seu efluente que a do tanque séptico comprovando o seu melhor desempenho em relação ao outro. A DQO média apresentada pelo UASB foi de 225 mg/L.

A partir desta fase, foi possível fazer um estudo comparativo entre os dois reatores, ficando evidenciado o melhor desempenho do reator UASB quando comparado com o tanque séptico, na remoção de matéria orgânica. A porcentagem de DQO removida no reator UASB foi em média, de 74%, enquanto que no tanque séptico houve uma remoção de 67%.

No entanto, a remoção apresentada pelo tanque séptico pode ser considerada alta tendo em vista que o processo de remoção ser predominante físico (sedimentação), embora ocorra em seu interior reações biológicas (inevitáveis

principalmente em regiões de clima quente como a maior parte do Brasil). A remoção média de 67% deveu-se ao alto tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado neste reator. Justifica-se este TDH ao volume mínimo para o tanque séptico segundo a ABNT (NBR 7229/93) ser de 1.500 litros e de ter se adotado uma contribuição "per capita" de 140L/dia e uma população de 5 habitantes.

Como na fase anterior, os efluentes dos reatores apresentaram uma redução da fração de sólidos totais voláteis afluente, embora, estas frações tenham sido maiores em seus efluentes que da outra fase. Mas, este aumento foi justificado pelo fato de a fração volátil no afluente ter aumentado em 12% elevando-se para 46%. Assim, o tanque séptico apresentou uma fração volátil média de 32% enquanto que o UASB apresentou uma fração de 34%.

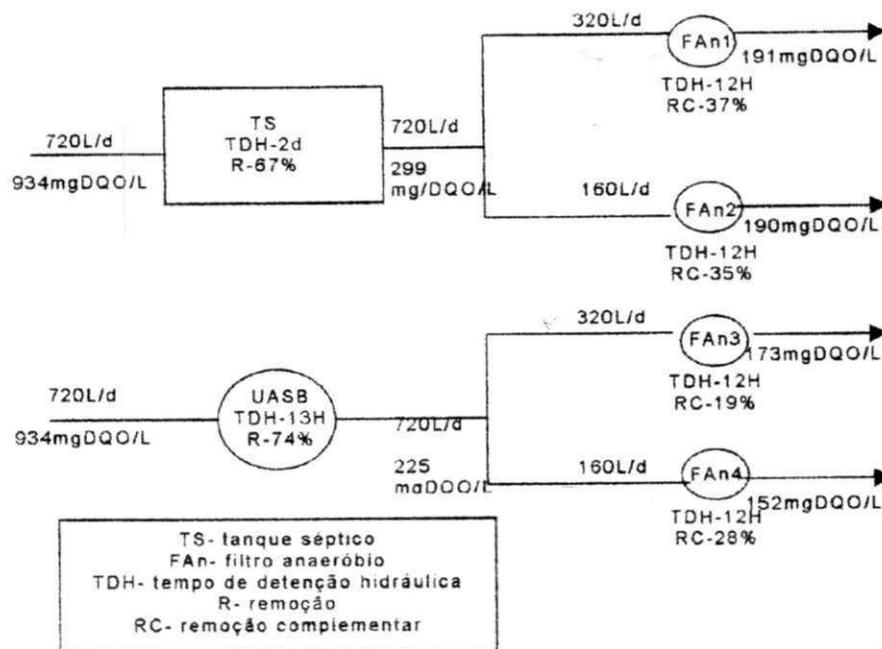


Figura 5.1- **Resumo dos desempenhos de remoção de matéria orgânica apresentados pelos sistemas de tratamento e pós-tratamento**

Com relação aos sólidos suspensos totais, os efluentes dos dois reatores apresentaram concentrações sempre menores que o afluente, demonstrando a remoção em todas as semanas. O UASB operou em média, com um afluente que apresentou uma concentração de sólidos suspensos totais de 294 mg/L, e, apresentou em seu efluente uma concentração média deste parâmetro, de 74 mg/L. Este desempenho, foi um pouco melhor

que o observado por Oliva (1997) apud Bezerra (1998) em experimentos realizados com reator UASB na cidade de São Carlos-SP tratando esgoto com 368 mg/L de sólidos suspensos totais, tendo sido obtido efluente com 113 mg/L deste parâmetro.

As remoções de sólidos suspensos totais apresentadas pelo tanque séptico e pelo UASB, foram bem próximas, porém, de acordo com as remoções apresentadas por outros pesquisadores, conforme foi colocado no Capítulo 2.

De uma forma geral, ficou comprovado que, nesta pesquisa, o reator UASB, após ter atingido a sua capacidade operacional plena (fase 2), obteve um desempenho mais satisfatório que o tanque séptico tanto na remoção de matéria orgânica, como na remoção de sólidos suspensos totais, estas, as principais finalidades destes reatores.

5.2.3- Desempenho dos filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios FAn_1 e FAn_2 que realizaram o pós-tratamento do efluente do tanque séptico apresentaram sempre uma DQO menor que a deste efluente, demonstrando que houve sempre um acréscimo na remoção de material orgânico. Em algumas semanas de operação FAn_2 — que possuía um TDH de 1 dia — apresentou uma DQO bem próxima de FAn_1 (TDH = 12 h) demonstrando que o alto TDH não era necessário.

FAn_3 e FAn_4 , que realizaram o pós-tratamento do efluente do UASB, apresentaram, em alguns casos, uma DQO efluente igual à de seu afluente demonstrando não ter havido uma remoção complementar. Neste caso, o TDH também não demonstrou muita influência, devido aos dois filtros terem apresentado concentrações próximas.

Devido ao melhor desempenho do UASB em relação ao tanque séptico, FAn_3 e FAn_4 apresentaram uma remoção complementar média menor que os dos outros sistemas de pós-tratamento, na ordem de 19 e 28%, respectivamente.

Todos os filtros anaeróbios demonstraram que houve remoção complementar de sólidos suspensos ao apresentarem em seus efluentes uma concentração menor que a do afluente.

FAn_1 e FAn_2 apresentaram remoções complementares de sólidos suspensos totais de 41 e 30 mg/L, respectivamente. FAn_3 e FAn_4 apresentaram uma concentração média de 25 e 21 mg/L, respectivamente, como mostrou a Figura 5.1.

FAn_3 e FAn_4 apresentaram remoções complementares maiores que as dos pós-tratamentos do tanque séptico. Nos dois casos de pós-tratamento, os filtros

anaeróbios apresentaram uma boa aplicabilidade na remoção de sólidos suspensos totais, por apresentarem remoções consideráveis.

De uma forma geral, foi demonstrado que, na remoção de matéria orgânica, o pós-tratamento aplicado ao tanque séptico teve um desempenho mais relevante do que no aplicado ao UASB. Já na remoção de sólidos suspensos totais, foi observada uma relevância nos dois casos de pós-tratamento.

5.4- Desenvolvimento de lodo

Um ponto relevante, na aplicação de um reator UASB para o tratamento unifamiliar de esgotos sanitários, é qual ou quanto seria o tempo necessário para que este reator viesse a atingir a sua capacidade máxima de acumulação de lodo. Como mostra a Figura 5.2, a partir do quinto mês de operação, o reator monitorado apresentou uma massa total de lodo praticamente constante (é possível que isto tenha ocorrido antes já que não houve dados do quarto mês), demonstrando que, notadamente nos últimos meses, já poderia estar com todo o seu volume preenchido por lodo. No último mês, este reator apresentou uma massa total de lodo de 5,513 kgST, de modo que, naquele mês, apresentou uma acumulação de $5,513/0,4 = 13,78 \text{ kgST/m}^3$. Quando o UASB tende a estar "cheio" de lodo, pode-se dizer que o lodo que será descarregado como excesso, é igual ao lodo produzido em seu interior (van Haandel e Lettinga, 1994).

O tanque séptico, segundo as recomendações de Norma 7229/93 da ABNT, necessita de um tempo para a remoção de lodo de, no mínimo, 1 ano (dependendo do critério adotado no projeto). Mas, pelo fato de tratar-se de um reator com funções predominantemente físicas, torna-se indispensável a sua limpeza periódica, uma vez que, aumentando a massa de lodo em seu interior, vai diminuindo o seu volume para sedimentação.

Já para o UASB, é indispensável a presença do lodo biológico ali contido, de forma que, mesmo após se atingir a sua máxima capacidade de acumulação de lodo, é possível que não seja realizada parte de sua remoção. Como foi apresentado, mesmo estando possivelmente "cheio" de lodo, pelo fato de a massa de lodo em seu interior ter ficado praticamente constante, o reator UASB pesquisado continuou apresentando boas eficiências, sendo estas, sempre superiores às do tanque séptico.

Desta forma, foi concluído que outra grande vantagem do UASB em relação ao tanque séptico, é a de poder dispensar a retirada periódica do lodo (limpeza), a não ser por falhas mecânicas como a entrada de sólidos inorgânicos (areia) e/ou grosseiros.

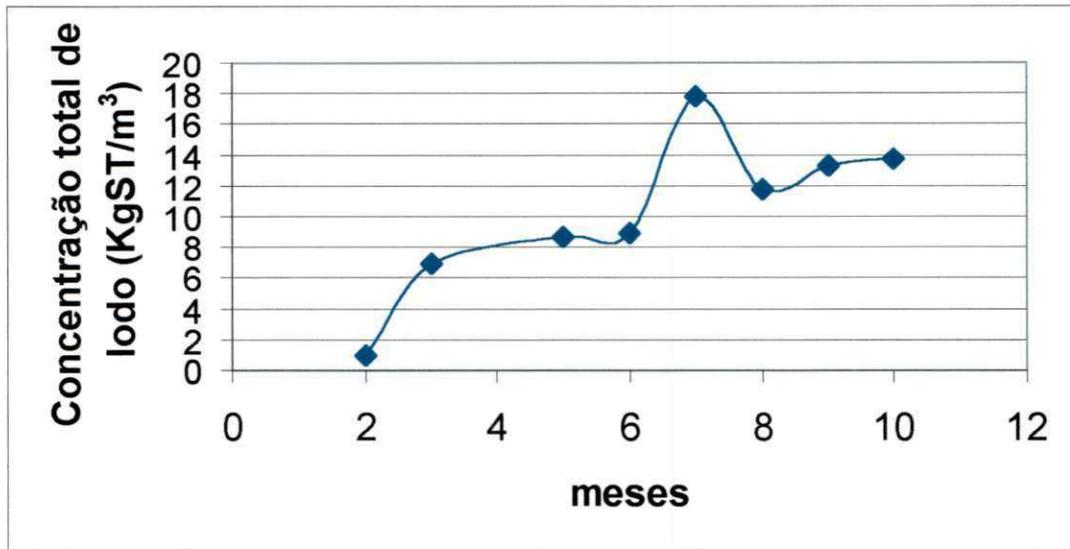


Figura 5.2- Desenvolvimento de lodo no interior do UASB durante o período de operação

5.5- Aplicação no solo

Ao ser planejada esta pesquisa, se acreditou que com um certo tempo de aplicação direta dos efluentes dos sistemas de tratamento no solo, através de sumidouros, este começaria a apresentar indícios de colmatção, demonstrado por uma redução gradual das taxas de infiltrações de cada sumidouro. No entanto, as taxas de infiltração de $0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ou 3 cm/h , apresentadas durante toda a pesquisa, demonstraram que o solo não sofreu riscos de colmatção.

As menores taxas de infiltrações apresentadas ($0,48$ e $0,24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), deveram-se ao fato de, durante o período em que foram determinadas, ou em dias próximos, terem ocorrido chuvas. Segundo Paganini (1997), as chuvas podem reduzir as taxas de infiltração quando continuadas e intensas. Ainda, segundo o mesmo autor, um solo com taxa de infiltração de 3 cm/h pode ser classificado com de textura média com uma infiltração média a moderadamente alta.

Assim, chegou-se à conclusão que o solo aonde foi feita a pesquisa é de boa aplicabilidade para o lançamento de efluentes, e que demoraria um tempo desconhecido para começar a colmatar, porém maior que o período desta pesquisa.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÃO

Após o monitoramento entre setembro de 1999 e junho de 2000, que teve o objetivo de estudar paralelamente o desempenho de um reator UASB e de um tanque séptico, tratando esgotos domésticos, bem como o desempenho do pós-tratamento aplicado a cada um dos efluentes destes ou mesmo a sua disposição final no solo através de sumidouros, se chegou as seguintes conclusões:

- Apesar de ter um volume menor, o UASB se mostrou mais eficiente que o tanque séptico tanto na remoção de matéria orgânica, como, na remoção de sólidos suspensos, o que demonstra a sua viabilidade para este tipo de tratamento;
- Na remoção de matéria orgânica, os filtros anaeróbios se mostraram mais úteis para o pós-tratamento do efluente do tanque séptico, visto que, o acréscimo nas remoções deste caso, foi mais considerável;
- No UASB, ao contrário do tanque séptico, pode ser dispensada a retirada periódica de lodo;
- Os dois sumidouros demonstraram durante todo o período de pesquisa, as mesmas taxas de infiltração ($0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$) e, assim, não houve perda de carga na infiltração, e portanto, risco de colmatção do solo;
- O UASB se mostrou mais viável que o tanque séptico no tratamento unifamiliar, tanto tecnicamente, devido ao seu melhor desempenho, como economicamente, por apresentar um menor volume e dispensar a retirada periódica de lodo.

ANEXO A

MONITORAMENTO DA DQO DO ESGOTO AFLUENTE DO TANQUE SÉPTICO E DO UASB DURANTE O PERÍODO DE PESQUISA EM PERFIL DE 24 HORAS

Segundo van Haandel e Lettinga (1994), as características de composição e concentração do afluente de uma estação de tratamento de esgotos, sofrem variações ao longo de um dia completo. Este fato deve-se principalmente aos hábitos e às condições sócio-econômicas da população contribuinte, e, também, pelas características do sistema de esgotamento sanitário.

Desta forma, foi realizada uma campanha de 24 horas durante o período de pesquisa, afim de que se verificassem as variações da DQO no esgoto afluente. Para esta campanha, foram feitas análises de amostras pontuais do afluente, coletadas em intervalos de 2 horas durante 24 horas consecutivas.

A campanha foi realizada no dia 25 de maio de 2000 e os resultados obtidos são apresentados na Tabela A.1.

Tabela A.1- Valores da DQO afluente (mg/L) durante o perfil de 24 horas

Hora	DQO
02:00	185
04:00	288
06:00	754
08:00	446
10:00	738
12:00	862
14:00	631
16:00	585
18:00	546
20:00	600
22:00	338
00:00	415
MINIMO	185
MEDIA	532
MAXIMO	862
DESVIO PADRAO	204

Os valores obtidos no perfil de DQO, foram utilizados para calcular o fator de correção da DQO afluente do tanque séptico e do UASB durante as suas semanas de operação, afim de que esses valores pudessem refletir a DQO média afluente e diária. Para a obtenção do fator de correção (Fc) do perfil de 24 horas, foi utilizada a seguinte equação:

$$F_c = DQO_{m,p}/DQO_{8,p} \quad (A.1)$$

Onde:

Fc: fator de correção da DQO afluente;

DQO_{m,p}: valor da DQO média do perfil do afluente obtido na campanha ;

DQO_{8,p}: valor da DQO do perfil determinada na amostra coletada às oito horas (horário da coleta diária do experimento).

Assim, tendo sido a média da campanha de 532 mgDQO/L, e a DQO da amostra coletada às oito horas de 446 mg/L, o fator de correção obtido foi de $532/446 = 1,19$.

A correção da DQO afluente de cada amostra foi feita com o produto do fator de correção obtido (1,19) e valor da DQO de oito horas do dia de acordo com a Equação A.2:

$$DQO_{corr} = DQO_8 \cdot 1,19 \quad (A.2)$$

Onde:

DQO_{corr}: DQO média diária;

DQO₈: DQO obtida da amostra coletada às oito horas.

Conforme descrito no capítulo 2 os valores da DQO dos afluentes do tanque séptico e do UASB estão devidamente corrigidos pelo fator de correção, que como se acabou de mostrar, foi de 1,19.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (1982). Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais. NBR-7229, Rio de Janeiro- RJ, 37p.
- ABNT (1993). Projeto, construção e operação de tanques sépticos. NBR-7229, Rio de Janeiro- RJ, 15 p.
- ALÉM SOBRINHO, P., SAID, M.A. (1991). Decanto-digestor/filtro anaeróbio- experiências de campo- proposições para alterações do método de dimensionamento do filtro anaeróbio proposto pela NBR- 7229- ABNT. In: 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES- V2, Tomo I, set. Anais. P. 202-224.
- ANDRADE NETO, C. O. (1996). Alternativa compacta para tratamento anaeróbio de águas residuárias. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Gramado- RS.
- APHA, AWWA, WEF. (1995). Standard methods for the axamination of water and wastewater. 19ª ed. Washington: American Public Health Association.
- BEZERRA, S. M. da C. (1998). Influência do tempo de detenção hidráulica sobre a auto-inoculação na partida de um reator UASB tratando esgoto sanitário. Campina Grande- PB. 139 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil- Universidade Federal da Paraíba.
- BRANCO, S. M. (1992). Fossa séptica (série manuais). CETESB. São Paulo- SP. 20 p.
- CAMPOS, J. R. (1999). Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. PROSAB. 15ª ed. Rio de Janeiro- RJ. 464 p.
- CARVALHO, E. H. (1994). Filtros biológicos anaeróbios: conceitos básicos, projeto e desenvolvimento. São Carlos: EESC/USP, v. 1, 128 p. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

- CAVALCANTI, P. F. F., VAN HAANDEL, A. C. (2000). Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e Dilallo para determinação da alcalinidade e AGV. Campina Grande- PB, 10 p. Universidade Federal da Paraíba.
- CHERNICHARO, C. A. de L. (1997). Reatores anaeróbios (princípios do tratamento biológico de águas residuárias). SEGRAC, Belo Horizonte- MG. 246 p.
- GUJER, W., ZEHDER, A. J. B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion, *Water Science and technology.*, 65, 2030.
- MEDEIROS FILHO, C. F. (2000). Efeito da variação temporal da vazão sobre o desempenho de um reator UASB. Campina Grande- PB, 94 p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- METCALF & EDDY. (1991). *Wastewater engineering- treatment, disposal and reuse.* 3ª ed. Singapore, 1334 p. McGraw- Hill, Inc.
- NASCIMENTO, R. S. (1986). Avaliação da remoção de matéria orgânica em reservatório profundo de estabilização. Campina Grande- PB. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- OLIVEIRA, R. de (1983). Contribuição ao estudo de tanques sépticos. Campina Grande- PB, 237 p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- PAGANINI, W. S. (1996). Disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície). São Paulo- SP, 232 p. Fundo Editorial da AESABESP.
- PINHO, J. H. (1993). Desempenho operacional da ETE de Cabanga, Recife, PE. Campina Grande- PB. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- PINTO, J. D. S. (1996). Escória de alto forno: uma alternativa de meio suporte para filtros anaeróbios. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Gramado- RS.

- PFEFFER, J. T. (1979). Anaerobic digestion processes. Anaerobic digestion. Cardiff. Wales, p 15. Applied Science Publishers.
- SAWYAER, C. N., McCARTY, P. L. , PARKIN, G. F. (1994). Chemistry for environmental engineering, third edition. McGraw Hill. Singapore, Philippines, 532 p.
- SOUSA, F. P. de (1999). Influência entre a área e a profundidade sobre o desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB). Campina Grande- PB, 103 p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.
- VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. (1994). Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. Campina Grande- PB, 240 p. Epgraf.
- VIEIRA, S. M., ALÉM SOBRINO, P. A. (1983). Resultado da operação e recomendações para o projeto de sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio para tratamento de esgotos sanitários. Revista DAE, São Paulo- SP. 44 (135). 51-7.
- YOUNG, J. C. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. Water Science and technology. Vol. 24, p. 133-155.