

**Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**CONCEPÇÃO, ANÁLISE E AVALIAÇÃO DE UMA  
ESTAÇÃO COMPACTA PARA TRATAMENTO  
LOCAL DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

**Yasmine Westphal Benedet**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
NOVEMBRO/2007**

**Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**CONCEPÇÃO, ANÁLISE E AVALIAÇÃO DE UMA  
ESTAÇÃO COMPACTA PARA TRATAMENTO  
LOCAL DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

**Yasmine Westphal Benedet**

**Trabalho apresentado à Universidade  
Federal de Santa Catarina para Conclusão  
do Curso de Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental**

**Orientador  
Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
NOVEMBRO /2007**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

CONCEPÇÃO, ANÁLISE E AVALIAÇÃO DE UMA  
ESTAÇÃO COMPACTA PARA TRATAMENTO  
LOCAL DE ESGOTOS SANITÁRIOS

YASMINE WESTPHAL BENEDET

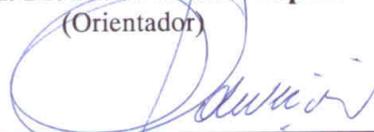
Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos  
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e  
Ambiental-TCC II

BANCA EXAMINADORA:



---

**Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli**  
(Orientador)



---

**Eng.º Elson Celestino Oliveira**  
(Membro da Banca)



---

**Bióloga Mariele Katherine Jungles**  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
NOVEMBRO/2007

*Dedico este trabalho aos familiares, amigos e pesquisadores que lutam pela preservação do meio ambiente e pela melhoria da qualidade de vida da população.*

## AGRADECIMENTOS

Todos que realizam um trabalho de pesquisa sabem que não é possível fazê-lo sozinho. Os resultados aqui apresentados foram alcançados graças à cooperação e aos esforços realizados por outras pessoas antes de mim. Os autores que li, os professores da universidade, os colegas que me ouviram, fizeram comentários e deram sugestões, todos me ajudaram a consolidar este trabalho.

Esta página é dedicada a todas as pessoas que me aconselharam, orientaram e motivaram ao longo de mais uma etapa de estudo em minha vida. Através dessas palavras espero encontrar a melhor forma de agradecer pelo companheirismo e por todos os momentos maravilhosos que me proporcionaram.

Meu maior agradecimento é dirigido à minha amada família, em especial aos meus pais Maxmôgan Benedet e Guerty Westphal, pois, cada um, da sua maneira, me guiou pelo caminho que me trouxe até aqui. Muitas coisas aprendi, muitos valores guardei e mais uma vitória estou conquistando para nós.

Amigos são pessoas muito importantes nas nossas vidas. Nos cinco anos de faculdade conheci pessoas muito especiais, as quais tenho muito prazer em ter como companhia. A cumplicidade dos momentos que dividimos me permite dizer que a verdadeira amizade existe sim, e faço questão de preservá-la para sempre. Meus sinceros agradecimentos aos meus amigos, em especial *às legais* que tornaram mais divertida minha passagem pela universidade. Ao Roberto e ao Ricardo, por estarem sempre dispostos a me ajudar, colaborando com o desenvolvimento deste trabalho.

Com muito carinho, agradeço ao Henrique Viana e Silva e sua família, por apoiarem meus estudos, me acolherem na família e estarem presentes nos momentos felizes e difíceis da minha vida acadêmica.

Agradeço ao meu grupo de trabalho no Laboratório de Reúso das Águas, em especial a Mariele, Iracema e Eduardo, por toda a colaboração prestada, pelas análises laboratoriais, avaliação dos dados obtidos e momentos divertidos que passamos nas estações de tratamento de esgotos. Ao professor Flávio Rubens Lapolli pelo seu incentivo, apoio técnico, orientações e amizade. Ao Engenheiro Elson Celestino Oliveira e ao técnico Hélio Pinheiro que me deram suporte para que a pesquisa fosse realizada.

Por fim, gostaria de agradecer a todos os professores e funcionários do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, que de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

## RESUMO

O sistema coletivo de coleta de esgotos, tradicionalmente utilizado no Brasil, é formado por extensa rede coletora, poços de visita, estações elevatórias e unidade de tratamento antes do lançamento ao corpo receptor. Entretanto, o país apresenta baixa densidade populacional, o que torna onerosa a implantação deste sistema. Assim, apenas uma pequena porcentagem da população é atendida pelo serviço de coleta e afastamento de esgotos. Desta forma, visando atender as lacunas deixadas, observa-se a necessidade da implantação de estações locais de tratamento de esgotos. Neste contexto, propôs-se a concepção de um sistema compacto, pré-fabricado, de tratamento local de esgotos sanitários, composto de tanque séptico, com três câmaras em série, e uma unidade de pós-tratamento aeróbio. Esta unidade constituiu-se de biofiltro aerado submerso, câmara de sedimentação e de desinfecção. O estudo foi dividido em duas fases, de acordo com a recirculação do lodo da câmara de sedimentação. Na Fase 1 o lodo era recirculado para a segunda câmara do tanque e, na Fase 2, para o biofiltro. Em ambas as fases obtiveram-se resultados satisfatórios para eficiência do tanque, entretanto, o mesmo não ocorreu na unidade de tratamento complementar. As análises de variância não apresentaram diferença significativa entre a eficiência do sistema com e sem recirculação.

**PALAVRAS-CHAVE:** esgoto doméstico, sistemas compactos, tanque séptico, biofiltro aeróbio submerso, desinfecção.

## ABSTRACT

The sewer system used traditionally in Brazil is composed by buried sewer pipes, manholes (access chambers), pump stations and treatment station before launch to a water body. However, the country presents low population density, which makes costly the deployment of this system. Therefore, looking for a solution, it is necessary to develop onsite sewage treatment. In this context, it was proposed a design of a compact system for the onsite sewage treatment, composed by septic tank, with three chambers in series, and an aerobic post-treatment unit. This unit was composed by a biological aerated filter, a sedimentation chamber and a disinfection chamber. The study was divided into two phases, according to the recirculation of sludge. In the first one, the sludge was recirculated from the sedimentation chamber to the second chamber of the tank, in the second one, to the biological filter. In both phases, satisfactory results were obtained for the tank efficiency. However, the same good results did not occur in the post-treatment unit. Analysis of variance was carried out and demonstrated no significant difference between the efficiency of the system with and without recirculation.

**KEY-WORDS:** domestic wastewater, compact systems, septic tank, biological aerated filter, disinfection.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Especificações do eletroduto utilizado como meio filtrante.....	37
Tabela 2: Critérios adotados no sistema. ....	39
Tabela 3: Características do sistema na Fase 1. ....	41
Tabela 4: Características do sistema na Fase 2. ....	42
Tabela 5: Parâmetros analisados e métodos utilizados.....	43
Tabela 6: Média dos principais parâmetros analisados na Fase 1.....	45
Tabela 7: Média dos principais parâmetros analisados na Fase 2.....	45
Tabela 8: Valores da eficiência de remoção dos SS em cada estágio do tratamento. .....	418
Tabela 9: Resultados das análises de DQO total e valores da eficiência em cada estágio do tratamento.....	51
Tabela 10: Eficiência média da remoção do fosfato no sistema.....	56
Tabela 11: Concentração de OD e temperatura no biofiltro aerado submerso.....	57
Tabela 12: Resultado da ANOVA nas Fases 1 e 2 do sistema de tratamento.....	62

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sistema desenvolvido para o tratamento local de esgotos domésticos.....	32
Figura 2: Tanque séptico subdividido em três câmaras.....	33
Figura 3: Filtro aerado submerso preenchido com eletrodutos de plástico. ....	34
Figura 4: Planta baixa do tanque séptico. ....	36
Figura 5: Detalhes do tanque séptico.....	36
Figura 6: Eletroduto flexível corrugado, utilizado como meio filtrante no biofiltro aerado submerso. ....	37
Figura 7: Planta baixa da unidade de pós-tratamento.....	38
Figura 8: Detalhes da unidade de pós-tratamento. ....	38
Figura 9: Tela de proteção na entrada do reservatório superior.....	39
Figura 10: Painel de controle dos constituintes automatizados do sistema. ....	40
Figura 11: Esquema do fluxo de esgoto na Fase 1. ....	41
Figura 12: Esquema do fluxo de esgoto na Fase 2. ....	42
Figura 13: Valores de pH ao longo do período de monitoramento do sistema.....	46
Figura 14: Concentração de sólidos suspensos ao longo do sistema.....	47
Figura 15: Distribuição aproximada dos sólidos do esgoto bruto. ....	48
Figura 16: Porcentagem de sólidos totais fixos e voláteis no esgoto bruto na Fase 1. ....	49
Figura 17: Porcentagem de sólidos totais fixos e voláteis no esgoto bruto na Fase 2. ....	49
Figura 18: Gráfico das concentrações de $DBO_5$ , tipo <i>blospot</i> . ....	50
Figura 19: Concentração de DQO ao longo do período de estudo do sistema. ....	51
Figura 20: Concentrações de $N-NH_4^+$ ao longo do período de monitoramento do sistema.....	53
Figura 21: Concentrações médias de NTK e amônia no sistema. ....	53
Figura 22: Valores de pH, DQO e sulfetos ao longo do sistema de tratamento no dia 26/09/2007.....	54

Figura 23: Concentrações de fosfato ao longo do período de monitoramento do sistema.....	55
Figura 24: Concentração de coliformes totais no esgoto bruto e no efluente final. ...	56
Figura 25: Concentração de coliformes fecais no esgoto bruto e no efluente final. ..	57
Figura 26: Concentrações de DQO nas Fases 1 e 2 de operação do sistema. ....	59
Figura 27: Concentrações de SS nas Fases 1 e 2 de operação do sistema. ....	60
Figura 28: Concentrações de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> nas Fases 1 e 2 de operação do sistema. ....	61
Figura 29: Concentrações de P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> nas Fases 1 e 2 de operação do sistema. ....	61
Figura 30: <i>Beggiatoa sp.</i> (a), Ovo de <i>Ancylostoma sp.</i> (b). ....	63
Figura 31: Nematóide (a), <i>Chlorella sp.</i> (b). ....	63

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%	Porcentagem / porcentagem
ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Halph Association
As	Área superficial
C	Contribuição de esgotos
CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CH <sub>4</sub>	Metano
Coli. Fecal	Coliforme Fecal
Coli. Total	Coliforme Total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Carbonato
COT	Carbono Orgânico Total
Co	Concentração afluente do poluente
Ce	Concentração efluente do poluente
DS	Câmara de sedimentação
DBO <sub>5</sub>	Demando Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DE	Diâmetro externo
Di	Diâmetro interno
DQO	Demanda Química de Oxigênio
e	Espessura
E	Eficiência de remoção total
E <sub>1</sub> , E <sub>2</sub> ,...E <sub>n</sub>	Eficiência de remoção na etapa 1,2,...n
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
FB	Biofiltro aerado submerso
h	Hora
hab	Habitante
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Bicarbonato
HS <sup>-</sup>	Sulfeto na forma dissociada
H <sub>2</sub> S	Sulfeto na forma não dissociada
K	Taxa de acumulação de lodo digerido em dias, equivalente ao tempo de acumulação de lodo fresco
L	Comprimento
LaRA	Laboratório de Reuso de Águas
Lf	Contribuição de lodo fresco
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
log <sub>10</sub>	Logaritmo na base dez
L/dia	Litros por dia
L/hab	Litros por habitante
L/hab.dia	Litros por habitante e dia
L/min	Litros por minuto
L/unid.dia	Litros por unidade e dia
LTDA	Limitada
mg/L	Miligrama por litro
m	Metro

$m^2$	Metro quadrado
$m^3$	Metro cúbico
$m^2/m^3$	Metro quadrado por metro cúbico
$m^3/\text{hab.dia}$	Metros cúbicos por habitante e dia
$m^3/m^2.h$	Metro cúbico por metro quadrado dia
N	Número de pessoas ou unidades de contribuição
$NH_3$	Amônia livre
$N-NH_4^+$	Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal
$N-NO_2^-$	Nitrito
$N-NO_3^-$	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU	Unidades nefelométricas de turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
$OH^-$	Hidróxido
OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
$PO_4^{-3}$	Ortofosfato
PRFV	Plástico reforçado com fibra de vidro
PVC	Poli cloreto de vinila
T	Período de detenção
TDH	Tempo de detenção hidráulica
$^{\circ}C$	Graus Celsius
TDH	Tempo de detenção hidráulica
$SO_4^{-2}$	Sulfato
SS	Sólidos suspensos
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
unid	Unidade
UV	Ultravioleta
$V_{ur}$	Volume útil da câmara de reação
$V_{us}$	Volume útil da câmara de sedimentação

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>15</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>15</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos.....</b>	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>16</b>
<b>3.1</b>	<b>Saneamento Básico.....</b>	<b>16</b>
<b>3.2</b>	<b>Poluição das Águas.....</b>	<b>17</b>
<b>3.3</b>	<b>Esgoto Sanitário .....</b>	<b>17</b>
<b>3.4</b>	<b>Esgoto Doméstico .....</b>	<b>18</b>
<b>3.5</b>	<b>Tratamento de Esgotos .....</b>	<b>18</b>
	<i>3.5.1 Níveis de Eficiência.....</i>	<i>19</i>
	<i>3.5.2 Remoção Biológica de Nutrientes.....</i>	<i>20</i>
	<i>3.5.3 Tecnologia Anaeróbia.....</i>	<i>22</i>
	<i>3.5.4 Tecnologia Aeróbia.....</i>	<i>23</i>
	<i>3.5.5 Parâmetros de Qualidade.....</i>	<i>23</i>
<b>3.6</b>	<b>Tanque Séptico.....</b>	<b>24</b>
<b>3.7</b>	<b>Biofiltro Aerado Submerso .....</b>	<b>25</b>
<b>3.8</b>	<b>Biofilme.....</b>	<b>27</b>
<b>3.9</b>	<b>Desinfecção dos Efluentes .....</b>	<b>28</b>
	<i>3.9.1 Desinfecção com Radiação Ultravioleta.....</i>	<i>28</i>
	<i>3.9.2 Desinfecção com Cloro .....</i>	<i>29</i>
<b>3.10</b>	<b>Sistemas Locais de Tratamento de Esgotos.....</b>	<b>29</b>
<b>3.11</b>	<b>Exigências Legais .....</b>	<b>30</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>32</b>

<b>4.1</b>	<b> Materiais e Métodos .....</b>	<b>32</b>
<b>4.2</b>	<b> Tecnologia Empregada .....</b>	<b>33</b>
<b>4.3</b>	<b> Dimensionamento.....</b>	<b>35</b>
<b>4.3.1</b>	<b> <i>Tanque Séptico</i> .....</b>	<b>35</b>
<b>4.3.2</b>	<b> <i>Biofiltro Aerado Submerso</i> .....</b>	<b>36</b>
<b>4.4</b>	<b> Operação do Sistema.....</b>	<b>39</b>
<b>4.5</b>	<b> Monitoramento e Análises .....</b>	<b>42</b>
<b>5</b>	<b> RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>45</b>
<b>5.1</b>	<b> Análise Descritiva dos Parâmetros de Qualidade .....</b>	<b>45</b>
<b>5.2</b>	<b> Análise de Variância .....</b>	<b>58</b>
<b>5.3</b>	<b> Análise Microscópica .....</b>	<b>62</b>
<b>5.4</b>	<b> Legislação Brasileira .....</b>	<b>63</b>
<b>6</b>	<b> CONCLUSÕES.....</b>	<b>65</b>
<b>7</b>	<b> RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>67</b>
<b>8</b>	<b> REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>68</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O meio ambiente vem sendo degradado através de diferentes formas. Verifica-se, por exemplo, que a água é utilizada como meio de transporte para dejetos e rejeitos, o solo recebe lixo a céu aberto e, a qualidade do ar é alterada devido a emissões nocivas de gases industriais e veiculares todos os dias.

O conceito de saneamento surge a fim de controlar todos os fatores que têm potencial nocivo ao bem estar físico, mental e social do homem. Desta maneira, o saneamento constitui um conjunto de ações sobre o meio ambiente físico, como abastecimento de água, controle de vetores de doenças transmissíveis, coleta de águas pluviais, resíduos sólidos, esgoto sanitário, seus tratamentos e disposições ambientalmente adequadas e sanitariamente seguras, cujo objetivo é proteger a saúde do homem (BARROS *et al.*, 1995).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, entre os serviços de saneamento básico, o esgotamento sanitário é o que tem menor presença nos municípios brasileiros. No ano de 1989, menos da metade dos municípios (47,3%) possuía algum tipo de serviço de esgotamento sanitário e, 11 anos mais tarde, no censo realizado em 2000, os avanços não foram muito significativos, apenas 52,2% eram servidos. Em geral, quanto maior a população do município maior a proporção de domicílios com serviço de esgoto. No Brasil, os municípios com mais de 300.000 habitantes têm quase três vezes mais domicílios ligados à rede geral de esgoto do que os domicílios em municípios com população de até 20.000 habitantes.

Devido à baixa densidade populacional de muitas regiões do país, o sistema de coleta e transporte de esgotos centralizador, formado por rede coletora, poços de visita, estações elevatórias e de tratamento, torna-se inviável economicamente. Uma vez que o maior custo se encontra na sua implantação, a relação custo/benefício torna-se menor e, portanto mais atraente, para grandes cidades, pois sendo alta a densidade populacional, a rede pode atender um maior número de habitantes.

Desta maneira, entende-se a razão principal pela qual apenas uma baixa porcentagem da população é atendida pelo serviço de coleta e afastamento de esgotos. Assim, diante desse enorme déficit sanitário, aliado à situação epidemiológica e ao perfil sócio-econômico da população brasileira, constata-se a necessidade da implantação de sistemas locais de tratamento de esgotos, visando atender as lacunas deixadas pelo sistema centralizador.

Infelizmente, esses sistemas, por muito tempo, não foram estudados, assim como não foram desenvolvidas tecnologias que pudessem colocá-los como excelente opção para contornar a problemática dos esgotos sanitários no Brasil. Desta forma, estudos e pesquisas científicas sobre a concepção de estações compactas para tratamento local de esgotos domésticos fazem-se necessários, a fim de promover sadia qualidade de vida à população em geral, assim como contribuir para a minimização dos impactos causados pelas atividades humanas sobre o meio ambiente.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar um sistema compacto, pré-fabricado, para o tratamento local de esgotos sanitários.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Dimensionar unidades independentes, seqüenciais, de diferentes tecnologias, para ir avançando no processo de tratamento de esgotos: tanque séptico e biofiltro aerado submerso, seguido por desinfecção;
- Analisar as características físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto e do efluente final;
- Avaliar a eficiência final do tratamento, em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos.
- Avaliar a conformidade dos resultados das análises laboratoriais dos parâmetros de qualidade do efluente final com a legislação brasileira.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 Saneamento Básico

Segundo a Organização Mundial da Saúde – OMS, saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre seu bem estar físico, mental e social.

A oferta de saneamento associa sistemas constituídos por uma infra-estrutura física (obras e equipamentos) e uma estrutura educacional, legal e institucional, que, segundo Barros *et al.* (1995), abrange os seguintes serviços:

- Abastecimento de água às populações, com qualidade compatível com a proteção de sua saúde e em quantidade suficiente para a garantia de condições básicas de conforto;
- Coleta, tratamento e disposição ambientalmente adequada e sanitariamente segura dos esgotos domésticos, nos quais são incluídos os rejeitos provenientes das atividades doméstica, comercial e de serviços, industrial e pública;
- Coleta, tratamento e disposição ambientalmente adequada e sanitariamente segura dos resíduos sólidos rejeitados pelas mesmas atividades;
- Coleta de águas pluviais e controle de empoçamentos e inundações;
- Controle de vetores de doenças transmissíveis (insetos, roedores, moluscos, etc).

Os serviços de saneamento são de vital importância para proteger a saúde da população, minimizar as consequências da pobreza e proteger o meio ambiente. No entanto, os recursos financeiros disponíveis para o setor ainda são escassos nos países latino-americanos. Grande parte das doenças, como diarreias, cólera, dengue, hepatite tipo A, leptospirose, esquistossomose e várias parasitoses, registradas nesses países decorre da falta de saneamento (TEIXEIRA *et al.*, 2005).

A falta de saneamento no meio ambiente implica na poluição do ar, água e solo, de forma combinada ou isolada. Além do ambiente degradado deteriorar a qualidade de vida e de saúde da população, dificulta e encarece a execução das ações de saneamento. A inexistência dessas ações pode acarretar, além da poluição, na total escassez dos recursos hídricos no planeta.

Em relação às competências sobre os serviços de saneamento, a Constituição Federal de 1988 determina que a União é responsável pela instituição de diretrizes sobre a gestão do saneamento básico, sendo competência comum da União, Estados e Municípios a promoção de melhorias nas condições habitacionais e de saneamento básico, a proteção ao meio ambiente e o combate à poluição.

Entretanto, o controle de todos os fatores que exercem ou podem exercer influências no meio ambiente não deve ser encarado como uma obrigação do Poder Público, mas sim como um conjunto de ações no qual cada cidadão tem um papel a desempenhar,

papel esse fundamentado nas relações de direitos e deveres que regem a vida em sociedade.

### **3.2 Poluição das Águas**

Poluição é tudo que ocorre com um meio e que altera prejudicialmente suas características originais, de forma a afetar a saúde, a segurança e o bem estar da população; criar condições adversas às atividades sociais e econômicas; ocasionar danos relevantes à flora, à fauna e a qualquer recurso natural, aos acervos históricos, culturais e paisagísticos (BARROS *et al.*, 1995).

O ciclo da água na natureza sofre cada vez mais a interferência das ações causadas pela presença do homem na Terra. A crescente ocupação territorial e o vertiginoso crescimento populacional dos centros urbanos interferem neste ciclo. A ocupação urbana se apresentou como o meio mais adequado ao atendimento das necessidades humanas sem correspondência, no entanto, ao atendimento de preceitos de sustentabilidade, tema emergente e obrigatório atualmente (GONÇALVES, 2006).

A poluição das águas ocorre devido à adição de substâncias que alteram sua natureza de maneira que prejudique os seus legítimos usos, comprometendo, assim, sua qualidade. Essa alteração deve ser analisada em termos dos impactos causados sobre os usos previstos para o corpo d'água.

As formas de poluição da água podem ser de origem natural, como por exemplo, a dissolução da vegetação, minerais dissolvidos e floração aquática, ou como resultado das atividades humanas (áreas agrícolas, lançamento de esgotos, fontes diversas).

O lançamento indiscriminado dos esgotos nos corpos d'água, sem tratamento, pode causar vários inconvenientes, como a depleção do oxigênio, gostos e odores às fontes de abastecimento de água, toxidez, cor e turbidez, espumas, entre outros (JORDÃO *et al.*, 2005).

### **3.3 Esgoto Sanitário**

Segundo a normatização específica da ABNT (NBR 9648/89), esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.

Define-se como sistema de esgoto sanitário o conjunto de obras e instalações destinadas a propiciar a coleta, o afastamento, o condicionamento e a disposição final do esgoto sanitário de uma comunidade, de forma contínua e higienicamente segura, sem riscos para a saúde (NETTO *et al.*, 1998).

A contribuição de esgotos depende de diversos fatores, entre os quais convém salientar os mais importantes: região atendida, atividades desenvolvidas, atividades industriais, hábitos de higiene, nível sócio-econômico, nível cultural e inúmeras causas comportamentais (JORDÃO *et al.*, 2005).

Os sistemas de esgotamento sanitário podem ser individuais ou coletivos. Os sistemas individuais tratam a solução no local, funcionam satisfatória e economicamente bem se a densidade de ocupação for baixa e se o solo apresentar boas condições de infiltração. Já os coletivos, consistem em canalizações que recebem e transportam os esgotos ao seu destino final, sendo indicados para locais com elevada densidade populacional, como no meio urbano.

### **3.4 Esgoto Doméstico**

Os esgotos domésticos provêm principalmente de residências e edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou outros dispositivos de utilização da água para diversos fins domésticos. São compostos pela água do banho, urina, fezes, papel, resto de comida, sabão, detergente, entre outros.

Esses despejos contêm aproximadamente 99,9% de água, e os outros 0,1% incluem sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Portanto, é devido a essa fração restante que há a necessidade de tratamento. Os principais parâmetros que merecem destaque especial face à sua importância são os sólidos, indicadores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal (VON SPERLING, 2005).

O lançamento de esgoto bruto nos corpos d'água pode acarretar em sérios inconvenientes à vida aquática, ao uso da água para consumo humano, recreação e para indústria. Segundo Nunes (2004), carbono, nitrogênio, fósforo e traços de outros nutrientes são de fundamental importância ao crescimento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica através das atividades metabólicas.

A introdução de matéria orgânica nos corpos d'água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido, pois as bactérias decompositoras utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para realizar os processos de estabilização dessa matéria orgânica.

### **3.5 Tratamento de Esgotos**

As tecnologias de tratamento de esgotos são desenvolvidas tendo como principal referência o lançamento em corpos d'água. A preocupação em relação ao grau de tratamento e ao destino final dos esgotos domésticos é crescente. Cada vez mais se busca minimizar as conseqüências sobre o meio ambiente, assim como manter a qualidade água e seus usos benéficos.

No esgoto são encontrados poluentes de natureza física, química e biológica, assim, da mesma forma, os processos de tratamento podem ser classificados de acordo com tais naturezas.

Os processos biológicos de remoção de matéria orgânica biodegradável constituem a alternativa mais interessante sob os pontos de vista técnico e econômico para a efetiva

redução de concentração dos compostos predominantes nos esgotos domésticos (SANTOS, 2006).

A essência dos processos biológicos de tratamento de esgotos reside na capacidade dos microrganismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis e transformá-los em subprodutos que podem ser removidos do sistema de tratamento (CHERNICHARO, 1997).

Para que os processos biológicos de tratamento sejam operados com sucesso, os nutrientes inorgânicos necessários ao crescimento dos microrganismos devem ser fornecidos em quantidades suficientes. Os esgotos domésticos geralmente apresentam todos os tipos de nutrientes em concentrações adequadas, provendo dessa forma um ambiente ideal para esse crescimento.

Os processos físicos caracterizam-se, principalmente, pelos processos de remoção de substâncias fisicamente separáveis dos líquidos ou que não se encontram dissolvidas. Os processos químicos são aqueles que utilizam produtos químicos e, raramente adotados isoladamente, são empregados quando os processos físicos e biológicos não atendem, ou não atuam eficientemente nas características que se deseja reduzir ou remover, ou podem ter sua eficiência melhorada (JORDÃO *et al.*, 2005).

### **3.5.1 Níveis de Eficiência**

A remoção dos poluentes no tratamento de esgotos domésticos, de forma a adequar seu lançamento ao padrão de qualidade vigente, está associada aos conceitos de nível e eficiência do tratamento. Segundo Nunes (2004), o tratamento pode ser classificado nos seguintes níveis ou fases:

- *Tratamento preliminar*: remove apenas sólidos muito grosseiros, flutuantes e matéria mineral sedimentável; pode ser composto por grades, desarenadores, caixas de retenção de óleo e gordura, peneiras.
- *Tratamento primário*: remove matéria orgânica em suspensão e a DBO é removida parcialmente; possui os seguintes processos de tratamento: decantação primária ou simples, precipitação química com baixa eficiência, flotação, neutralização.
- *Tratamento secundário*: remove matéria orgânica dissolvida e em suspensão, a DBO é removida quase que totalmente; é constituído pelos seguintes processos: lodos ativados, lagoas de estabilização, sistemas anaeróbios com alta eficiência, lagoas aeradas, filtros biológicos, precipitação química com alta eficiência.
- *Tratamento terciário ou avançado*: utilizado quando se pretende obter um efluente de alta qualidade, ou a remoção de outras substâncias; pode ser para a remoção de nutrientes e/ou de organismos patogênicos, por exemplo.

O grau de tratamento necessário é função do corpo receptor, das características de uso da água a jusante do ponto de lançamento, assim como da sua capacidade de autodepuração e das características e condições dos esgotos.

A porcentagem ou a eficiência de remoção de determinado poluente é dada pela seguinte fórmula:

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100$$

Onde:

$E$  = eficiência de remoção total (%)

$C_o$  = concentração afluente do poluente (mg/L)

$C_e$  = concentração efluente do poluente (mg/L)

Caso haja mais de uma unidade em série ao longo do tratamento, o cálculo da eficiência total é feito de forma multiplicativa, da seguinte maneira:

$$E = 1 - [(1 - E_1) \times (1 - E_2) \times (1 - E_n)]$$

Onde:

$E$  = eficiência de remoção total

$E_1, E_2, E_n$  = eficiência de remoção nas etapas 1,2,...n

No entanto, freqüentemente, a eficiência de uma unidade situada após outras unidades é inferior à eficiência que se teria, caso ela fosse a primeira etapa da série. Isto ocorre no caso da matéria orgânica, a qual muda ao longo do tratamento, tornando-se, menos biodegradável, ou seja, de remoção mais difícil (VON SPERLING, 2005).

### **3.5.2 Remoção Biológica de Nutrientes**

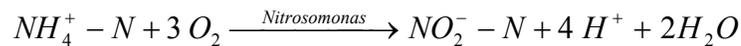
Os principais nutrientes que precisam ser controlados com relação ao lançamento dos esgotos sanitários tratados são o nitrogênio e o fósforo. O lançamento excessivo desses nutrientes cria condições favoráveis ao crescimento de plantas aquáticas, acarretando no fenômeno de eutrofização.

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos de geração e controle da poluição das águas. Ele é indispensável para o crescimento de microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos. Através da verificação da forma como estão presentes os seus compostos é possível estimar o grau de estabilização da matéria orgânica.

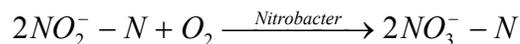
Do ponto de vista ambiental, existem formas importantes de nitrogênio que se diferenciam no grau de oxidação do seu átomo. As formas mais reduzidas são a amônia e seu ácido conjugado, o íon amônio. A forma mais oxidada é o íon nitrato, que existe em sais, soluções aquosas e no ácido nítrico. Em solução, as formas mais importantes desses extremos são o íon nitrito e o nitrogênio molecular (BAIRD, 2002).

Os processos básicos que realizam a transformação e oxidação do nitrogênio são: volatilização, assimilação pelas algas e processos biológicos através de nitrificação e desnitrificação, mineralização (amionificação). A amônia é transformada em nitritos e estes em nitratos, no fenômeno denominado nitrificação. Os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes, para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia, a formas mineralizadas (VON SPERLING, 2006).

A transformação da amônia em nitrito é realizada principalmente pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, e pode ser expressa pela seguinte reação:



A oxidação de nitrito a nitrato ocorre principalmente pela atuação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, e pode ser expressa pela seguinte reação:

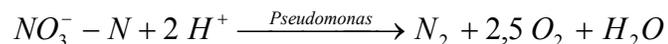


Desta maneira, tem-se a reação global da nitrificação a partir da soma das equações acima:



Segundo von Sperling (2002), os seguintes fatores ambientais influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, como consequência, a taxa de oxidação da amônia: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas ou inibidoras.

Em condições anóxicas, os nitratos são utilizados por organismos heterotróficos como o acceptor de elétrons em substituição ao oxigênio. Neste processo, denominado desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, segundo a reação:



O fósforo no esgoto apresenta-se na forma de fosfato, sendo suas principais formas o fósforo inorgânico (ortofosfato e polifosfato) e o fósforo orgânico. A forma em que os ortofosfatos se apresentam depende do pH. Além do pH, outros fatores ambientais, como o oxigênio dissolvido, a temperatura e nitratos na zona anaeróbia, também influenciam no desempenho da remoção biológica de fósforo (VON SPERLING, 2002).

Durante o processo de tratamento biológico, os compostos orgânicos são degradados, podendo disponibilizar ortofosfatos solúveis e polifosfatos que, quando hidrolisados, podem ser convertidos em ortofosfatos. Em um efluente orgânico bem-estabilizado submetido a tratamento secundário, o ortofosfato é a forma predominante do fósforo, podendo ser removido por processos de precipitação química ou absorvido por plantas e microrganismos (LOURES *et al.*, 2006).

Segundo von Sperling (2005), para a remoção biológica de fósforo é essencial a existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha de tratamento. A zona anaeróbia é considerada um seletor biológico para microrganismos acumuladores de fósforo. Após, na zona aeróbia, ocorre assimilação do fósforo disponível no meio líquido.

### 3.5.3 Tecnologia Anaeróbia

Nos processos anaeróbios para tratamento de águas residuárias ocorrem operações de separação e processos de transformação dos resíduos, resultando em uma boa redução da poluição orgânica. Entretanto, somente sua seqüência com tratamentos secundários, terciários e/ou avançados levam a uma significativa redução bacteriológica e à remoção de contaminantes que permitem o reúso do efluente tratado para diversos fins (RYHINER *et al.*, 1992).

No processo da conversão da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos, como  $\text{NO}_3^-$  (redução de nitrato),  $\text{SO}_4^{2-}$  (redução de sulfato), ou  $\text{CO}_2$  (formação de metano). A digestão anaeróbia de compostos orgânicos complexos é normalmente considerada um processo de dois estágios. No primeiro estágio, bactérias facultativas e anaeróbias convertem os orgânicos complexos em outros compostos mais simples. No segundo estágio ocorre a conversão em produtos finais gasosos, como metano e gás carbônico (CHERNICHARO, 1997).

A fermentação anaeróbia é um processo seqüencial. Na primeira etapa ocorre a hidrólise, onde os microrganismos facultativos na ausência de oxigênio dissolvido transformam compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos orgânicos simples. Na fase chamada de acidogênica (onde o pH fica entre 5 e 6), os microrganismos convertem a matéria orgânica a ácidos orgânicos e nesta fase ocorre a produção de material celular e compostos intermediários mal cheirosos (gás sulfídrico, mercaptanas). Posteriormente, na fase chamada de metanogênica as bactérias formadoras de metano transformam os ácidos orgânicos da acidogênese em metano e dióxido de carbono, quando então o pH sobe para 7,2-7,5, os maus odores desaparecem, havendo formação de espuma, de cor cinzenta. Nesta fase a temperatura deve ser acima de 15°C. (JORDÃO *et al.*, 2005).

Os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que atendem aos padrões exigidos pela legislação ambiental brasileira. O tratamento não apresenta capacidade de remoção de fósforo, podendo mesmo, em alguns casos, propiciar um aumento das concentrações efluentes. Desta maneira, o pós-tratamento destes efluentes apresenta-se

como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos de legislação ambiental e propiciar proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos de esgotos (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Neste contexto, devido às limitações intrínsecas associadas ao tratamento de águas residuárias em sistemas anaeróbios e, levando-se em consideração a necessidade do desenvolvimento de tecnologias, torna-se necessário à inclusão de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados através de processos anaeróbios.

### **3.5.4 Tecnologia Aeróbia**

No tratamento biológico aeróbio, os microorganismos, mediante processos oxidativos, degradam as substâncias orgânicas, que são assimiladas como alimento e fonte de energia, convertendo-as em gás carbônico, água e material celular. Esta decomposição biológica do material orgânico requer a presença de oxigênio e outras condições ambientais adequadas como temperatura, pH, tempo de detenção hidráulico, entre outros.

Dentre os processos de oxidação biológica pode-se citar os lodos ativados, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação e lagoas de estabilização. Em muitas dessas tecnologias há a necessidade de se transferir oxigênio para o meio líquido através de um sistema de aeração. Nesses casos, é fundamental o conhecimento da capacidade de oxigenação do equipamento implantado.

A tecnologia aeróbia é muito empregada como pós-tratamento de reatores anaeróbios, tendo como principal papel completar a remoção de matéria orgânica, bem como proporcionar a remoção de nutrientes e organismos patogênicos. Entretanto, na prática, os processos biológicos aeróbios têm-se mostrado muito deficientes na remoção de coliformes fecais, requerendo, normalmente, desinfecção do efluente final (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

### **3.5.5 Parâmetros de Qualidade**

Segundo von Sperling (2005), os principais parâmetros relativos a esgotos predominantemente domésticos a merecerem destaque especial, face à sua importância são:

- *Sólidos*: classificados de acordo com seu tamanho (em suspensão ou dissolvidos), suas características químicas (voláteis ou fixos) e sua decantabilidade (em suspensão sedimentáveis ou não);
- *Indicadores de matéria orgânica*: a matéria orgânica pode ser determinada através de métodos indiretos, como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO), e métodos diretos, como o carbono orgânico total (COT);

- *Nitrogênio*: está presente sob a forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, ou gás nitrogênio;
- *Fósforo*: apresenta-se na forma de fosfatos, sendo inorgânica (produtos químicos domésticos) e orgânica (origem fisiológica);
- *Indicadores de contaminação fecal*: os organismos mais utilizados como indicadores de contaminação fecal são as bactérias do grupo coliforme, pois apresentam-se em grande quantidade nas fezes humanas e possuem resistência superior à maioria das bactérias patogênicas intestinais. Entre os organismos usualmente investigados, aceitos como bons indicadores podem-se relacionar os Coliformes totais, Coliformes fecais e *Escherichia coli*.

Os principais organismos encontrados nos esgotos são bactérias, fungos, protozoários, vírus e algas. As bactérias constituem o grupo mais importante de organismos, sendo responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica nas unidades de tratamento de esgotos.

Jordão *et al.* (2005) apresentam outros parâmetros de qualidades importantes para o controle e operação das estações de tratamento, como pH, compostos do enxofre, sais de ferro, cloretos.

### 3.6 Tanque Séptico

No Brasil, até a década de 70, o uso de tanques sépticos, para solução individual ou pequenos aglomerados individuais, era normalmente associado a uma posterior infiltração no terreno, através de sumidouros ou ainda, raramente, através de valas de infiltração. A partir da década de 80, o uso de filtros anaeróbios como tratamento complementar a estes tanques se tornou bastante popular, com a promulgação da NBR 7229 – Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais, da ABNT, em 1982 (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

O tanque séptico é uma unidade pré-moldada ou moldada no local, utilizada no tratamento primário de esgotos domésticos de residências e de pequenas áreas não servidas de redes coletoras. No Brasil, a NBR 7229/93 da ABNT, fixa as condições exigíveis para projeto, construção e operação de tanques sépticos. Essa norma preconiza sua utilização somente nas seguintes situações:

- Área desprovida de rede pública coletora de esgoto;
- Como alternativa de tratamento de esgoto em áreas providas de rede coletora local;
- Para a retenção prévia dos sólidos sedimentáveis, quando da utilização de rede coletora com diâmetro e/ou declividade reduzidos para transporte de efluente livre de sólidos sedimentáveis.

De acordo com Chernicharo (1997), os tanques sépticos podem ser configurados com câmara única, câmaras em série ou sobrepostas. As câmaras em série visam principalmente aumentar a eficiência do sistema na retenção dos sólidos. A primeira câmara retém a maior parte dos sólidos orgânicos sedimentáveis e flutuantes e, nas seguintes ocorre uma remoção complementar e mais efetiva dos sólidos suspensos que escaparam da primeira câmara.

Segundo a mesma norma citada anteriormente, o volume útil total do tanque séptico deve ser calculado pela fórmula abaixo:

$$V = 1000 + N(CT + KL_f)$$

Onde:

V = volume útil (L);

N = número de pessoas ou unidades de contribuição (hab ou unid.);

C = contribuição de esgotos (L/hab.dia ou L/unid.dia);

T = período de detenção (dias);

K = taxa de acumulação de lodo digerido em dias, equivalente ao tempo de acumulação de lodo fresco;

L<sub>f</sub> = contribuição de lodo fresco (L/hab.dia ou L/unid.dia).

O tanque séptico apenas reduz a carga orgânica a um grau de tratamento aceitável em determinadas condições. Os sólidos não retidos são arrastados com o efluente, juntamente com o produto solúvel da decomposição do lodo e, as bactérias estão presentes em grande quantidade. O efluente é escuro e com odor característico, causado pela presença de gás sulfídrico e outros gases produtores de odores (JORDÃO *et al.*, 2005).

Devido à baixa eficiência do sistema, principalmente em termos de DQO, nutrientes e organismos patogênicos, é preciso realizar uma adequação dos efluentes líquidos produzidos, seja em termos de pós-tratamento ou destinação final. Em relação ao lodo e à espuma formados, estes devem ser periodicamente removidos e submetidos a um tratamento complementar ou conduzidos a um destino final adequado (CHERNICHARO, 1997).

### **3.7 Biofiltro Aerado Submerso**

A NBR 13969/97 da ABNT define o filtro aeróbio submerso como sendo o processo de tratamento de esgoto que utiliza um meio de fixação dos microorganismos, imerso no reator, sendo fornecido oxigênio através de ar introduzido por meio de equipamento. Sua característica é a capacidade de fixar grandes quantidades de microorganismos nas

superfícies do meio, reduzindo o volume do reator biológico, permitindo depuração em nível avançado de esgoto.

De acordo com Chernicharo *et al.* (2001), em quase todos os processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-se como reatores trifásicos compostos por fase sólida (meio suporte e colônias de microrganismos), fase líquida (líquido que escoar através do meio poroso) e fase gasosa (aeração artificial e gases subproduto da atividade biológica).

O processo que ocorre nos filtros biológicos é similar ao processo de lodos ativados, sendo que nesse caso a massa biológica permanece fixa e nos lodos ativados é móvel. Durante todo o processo de tratamento se adiciona ar ao meio, pois as condições aeróbias necessárias à reação bioquímica aeróbia exigem ventilação suficiente para manter o suprimento de oxigênio.

O material para o meio suporte depende principalmente da disponibilidade do material no local e dos custos de transporte e montagem. A utilização do plástico apresenta grande vantagem, pois possui um maior coeficiente de vazios e superfície específica maior do que a das pedras. Isto significa maior capacidade de recebimento de carga orgânica, e conseqüentemente menor área superficial (JORDÃO *et al.*, 2005).

Durante a percolação do esgoto ocorre a retenção de sólidos por filtração física, e degradação biológica, com desenvolvimento de microrganismos, formando uma biomassa que se adere ao meio do enchimento e colmata progressivamente os vazios do filtro.

A norma descreve o filtro aerado submerso como sendo composto de duas câmaras: uma de reação e outra de sedimentação. A câmara de reação pode ser subdividida em outras menores, para a remoção eficiente de poluentes, tais como nitrogênio e fósforo. O volume útil das câmaras é dado por:

a) câmara de reação

$$V_{ur} = 400 + 0,25NC$$

b) câmara de sedimentação

$$V_{us} = 150 + 0,20NC$$

Onde:

$V_{ur}$  e  $V_{us}$  são os volumes úteis das câmaras de reação e de sedimentação, respectivamente;

N é o número de contribuintes à unidade;

C é a contribuição de esgotos (L/hab.dia).

A área superficial ( $A_s$ ) da câmara de sedimentação deve ser calculada pela seguinte equação:

$$A_s = 0,07 + \frac{NC}{15}$$

Onde:

N é o número de contribuintes à unidade;

C é a contribuição de esgotos ( $m^3/\text{hab.dia}$ ).

A vazão de ar necessária, em litros/minuto, para o filtro aeróbio submerso deve ser calculada como segue:

$$Q_{ar} = \frac{30NC}{1440}$$

Onde:

N é o número de contribuintes ao biofiltro aeróbio submerso;

C é a contribuição de esgotos ( $L/\text{hab.dia}$ ).

Os principais parâmetros de dimensionamento, segundo Chernicharo *et al.* (2001) são a taxa de aplicação superficial, correspondente à quantidade de esgotos aplicada diariamente ao biofiltro, por unidade de volume do meio suporte e, a carga orgânica volumétrica, referente à quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente, por unidade de volume do meio suporte.

Kamiyama (1993) apresentou o biofiltro aerado submerso como um processo compacto para o tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos. O autor cita que o desempenho do biofiltro foi satisfatório em diversos países, removendo não somente poluentes orgânicos, mas também nutrientes inorgânicos, como nitrogênio e fósforo.

### **3.8 Biofilme**

O principal processo biológico usado para tratamento de esgoto pode ser dividido entre dois tipos: processo de crescimento suspenso e de crescimento aderido (biofilme) dos microrganismos.

No processo de adesão, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou nutrientes aderem-se a um material suporte. Esse material, utilizado para a formação de biofilme, pode ser de origem inorgânica como: brita, cascalho, areia e outros materiais sintéticos, ou orgânica como: plástico, restos de folha, casca de crustáceos, agregados de bactérias e outros. Podem estar imersos completamente no

líquido ou não imersos, com um espaço para a passagem de ar ou gás no biofilme acima da superfície do líquido (METCALF & EDDY, 2003).

Para que haja satisfatório tratamento de esgotos é necessário que, no biofilme, a biomassa alcance a fase de equilíbrio ao longo do tempo. Nesta fase, a velocidade de crescimento celular é proporcional à velocidade de desprendimento. Entretanto, alterações em características operacionais como: aumento da carga hidráulica, aumento da carga orgânica, variações de pH, OD, presença de substâncias tóxicas, entre outros, fazem com que ocorram contínuas flutuações na concentração da biomassa nos sistemas.

### **3.9 Desinfecção dos Efluentes**

Devido aos riscos de contaminação dos seres humanos quando os mesmos ingerem ou têm contato com águas contendo organismos patogênicos, muitas vezes torna-se necessária a desinfecção dos efluentes.

Segundo Chernicharo *et al.* (2001), os sistemas de tratamento compostos de reatores anaeróbios e pós-tratamento que não seja lagoa ou uso do solo, pois estes eventualmente podem apresentar remoção elevada de organismos coliformes fecais, são todos pouco eficientes na remoção de organismos patogênicos e requerem, normalmente, desinfecção do efluente final para atender à legislação ambiental.

O objetivo principal da desinfecção é a proteção da saúde pública, de acordo com os possíveis usos da água. No entanto, não se pretende exterminar completamente a presença de microrganismos, mas a inativação seletiva de organismos patogênicos. Dentre os principais organismos causadores de doenças transmitidas pela água contaminada com esgotos pode-se citar algumas bactérias, como *Salmonella typhi* e *Vibrio cholerae*; enterovirus; protozoários e; helmintos (*Ascaris lumbricoides*, por exemplo). Considerando a dificuldade na sua identificação em laboratório, têm-se utilizado alguns organismos como indicadores de contaminação, como é o caso dos Coliformes Totais e Coliformes Fecais (JORDÃO *et al.*, 2005).

#### **3.9.1 Desinfecção com Radiação Ultravioleta**

Um dos métodos utilizados para a desinfecção de água é radiação ultravioleta. Esta desinfecção ocorre por mecanismo físico e, diferente dos métodos de desinfecção que utilizam compostos químicos, como é o caso do cloro, não adiciona produtos ao esgoto e, desta maneira, não há residual desinfetante e a ação da radiação só é efetiva enquanto a fonte estiver ligada ou o reator estiver passando pelo reator fotoquímico. Essa característica constitui uma das principais vantagens do seu emprego na desinfecção de esgotos, pois reduz a potencialidade de formação de subprodutos (CHERNICHARO, 2001).

O mecanismo primário da inativação de microrganismos consiste no dano direto aos ácidos nucleicos celulares. A eficiência da desinfecção depende principalmente das características do afluente, da concentração de colóides e partículas no esgoto, da

intensidade da radiação UV aplicada, do tempo de exposição dos microrganismos à radiação e da configuração do reator (VON SPERLING, 2005).

### **3.9.2 Desinfecção com Cloro**

A cloração tem sido a principal forma de desinfecção praticada nas estações de tratamento de esgotos. No Brasil, tradicionalmente, não tem sido usual clorar esgoto bruto ou tratado, em razão de seus elevados custos, e por questões de ampla deficiência na capacidade de tratamento instalada nos municípios (JORDÃO *et al.*, 2005).

De acordo com os mesmos autores, além da finalidade de desinfecção, a cloração pode ser praticada com outros objetivos na estação de tratamento, tais como: controle de odor, redução da carga orgânica inicial, facilitar remoção de espuma em decantadores, aumentar eficiência da decantação, controle de organismos patogênicos, reduzir o comprimento de emissários submarinos, elemento auxiliar ou corretivo nos processos de filtração biológica e de lodos ativados e, elemento auxiliar ou de controle no tratamento e disposição do lodo.

O cloro e seus compostos são fortes agentes oxidantes. Em geral, a reatividade do cloro diminui com o aumento do pH, e sua velocidade de reação aumenta com a elevação da temperatura (MEYER, 1994).

Von Sperling (2005) apresenta os seguintes comentários a respeito da utilização de cloro na desinfecção de esgotos:

- São necessárias elevadas dosagens, o que encarece o processo. Quanto maior a prévia remoção de matéria orgânica, menor a dosagem requerida de cloro;
- Há certa preocupação com relação à geração de subprodutos tóxicos aos seres humanos, mas deve-se levar em consideração o benefício em termos de saúde pública da remoção de organismos patogênicos;
- Em corpos d'água, deve-se ter preocupação com a toxicidade causada pelo cloro residual aos seres aquáticos.

### **3.10 Sistemas Locais de Tratamento de Esgotos**

Tendências registradas nos últimos vinte anos apontam para um futuro próximo nos grandes centros urbanos do planeta, em que estações de tratamento de esgotos possuirão arquitetura privilegiando instalações compactas, de operação estável e de baixo impacto ambiental, inclusive odores, ruídos e impacto visual (GONÇALVES, 2006).

Projeções mostram que a população está crescendo consideravelmente. Muitas dessas pessoas estarão nos países em desenvolvimento, os quais também sofrerão significativa migração do meio rural para áreas urbanas, criando grandes cidades com populações maiores de 10 milhões de habitantes. A continuação do atual modelo de abastecimento de água e coleta de esgotos não tem sido considerada satisfatória e, as

Nações Unidas comprometeram-se a reduzir pela metade aqueles que não possuem abastecimento seguro de água e destinação adequada de esgotos até 2015 (HO, 2005).

Apesar do sistema convencional centralizado de coleta de esgotos ser a principal escolha quando se possui uma grande quantidade a ser tratada, os sistemas locais em escala reduzida, devido à severa crise dos recursos hídricos, tem tido grande demanda nos dias atuais (CHEN *et al.*, 2005).

As localidades isoladas e/ou com baixa densidade populacional não possuem condições necessárias para que sejam implantados a coleta convencional e o tratamento centralizado de esgotos domésticos. Nestes locais, a disponibilidade de terras permite que sejam utilizadas tecnologias mais simples e com menores custos, como tanques sépticos, sumidouros e lagoas de estabilização, por exemplo.

Sistemas de tanque séptico são amplamente utilizados em todo mundo, entretanto, muitas vezes eles podem causar contaminação dos lençóis freáticos. Em áreas rurais e costeiras do Japão têm-se utilizado processos de aeração após os processos anaeróbios. A aeração permite uma maior eficiência na remoção de DBO e, acima de tudo, permite a remoção do nitrogênio através da desnitrificação após a nitrificação (NAKAJIMA *et al.*, 2005).

Os países em desenvolvimento, devido às suas necessidades de contornar a problemática da falta de saneamento básico, apresentam enorme potencial para o desenvolvimento de tecnologia em sistemas locais de tratamento de esgotos domésticos. Os sistemas centralizados não têm muito sucesso nesses países, devido principalmente a razões econômicas. Apesar dos sistemas locais automatizados também requererem investimentos para implantação, operação e manutenção, estes apresentam maior possibilidade de serem desenvolvidos com tecnologia simplificada, mais econômica e em menor escala.

O Brasil é um país que possui baixa densidade populacional em muitas regiões, desta maneira, percebe-se que o setor de estações compactas de tratamento local de esgotos domésticos apresenta-se como uma boa oportunidade, haja vista que a implantação desses sistemas apresenta custo bem mais reduzido do que a dos sistemas centralizados.

O termo estações compactas não significa que as estações sejam pré-fabricadas, elas podem ser também construídas de alvenaria, no local. Entretanto, a vantagem das estações pré-fabricadas é que podem ser desmontadas e transferidas para outro local (NUNES, 2004).

### **3.11 Exigências Legais**

No Brasil, os principais textos legais indicativos de parâmetros de qualidade, de natureza federal, são apresentados a seguir:

- *Resolução CONAMA 357/2005*: define padrões de lançamento de efluentes e a se manter nos corpos d'água;

- *Resolução CONAMA 274/2000*: define padrões de balneabilidade em corpos d'água;
- *Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde*: define o padrão de potabilidade para águas de consumo.

Em Santa Catarina, a Fundação do Meio Ambiente – FATMA é responsável pela fiscalização de empreendimentos e licenciamento ambiental dos mesmos, garantindo preservação dos recursos naturais do Estado. A FATMA estabelece que o projeto das instalações de tratamento deverá visar sempre o atendimento das Diretrizes de Lançamento de Efluentes (líquidos, sólidos e gasosos) e dos Padrões de Qualidade dos Corpos Receptores, segundo as legislações estadual (decreto nº 14.250/81), federal e regulamentações específicas, em vigor.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Materiais e Métodos

Este trabalho envolveu atividades de campo e de laboratório, resultantes da parceria entre o LaRA / LIMA - Laboratório de Reúso de Águas / Laboratório Integrado do Meio Ambiente, no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a empresa Diagrama Engenharia LTDA.

Para a realização do estudo foi desenvolvido um sistema compacto, pré-moldado, de tratamento local de esgotos sanitários, composto por unidades independentes, seqüenciais, para ir avançando no processo de tratamento (Figura 1). Estas unidades foram compostas por diferentes tecnologias: tanque séptico, biofiltro aerado submerso, seguido por câmara de sedimentação e câmara de desinfecção. Essas tecnologias já são empregadas em estações de grande porte e diversas considerações sobre elas são encontradas na bibliografia. No entanto, seu comportamento em dimensões menores, principalmente projetadas para atender residências, ainda não é muito estudado.



**Figura 1:** Sistema desenvolvido para o tratamento local de esgotos domésticos.

O sistema foi instalado nas dependências externas do Restaurante Universitário da UFSC, o qual recebe parte do esgoto bruto proveniente da rede pública coletora de esgoto urbano da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN, do bairro Pantanal, na cidade de Florianópolis-SC.

## 4.2 Tecnologia Empregada

O sistema foi construído em PRFV (plástico reforçado com fibra de vidro), com tubulações e conexões de PVC. Para sua concepção foram identificados alguns atributos que lhe oferecessem uma maior praticidade em relação aos sistemas usuais, por sua leveza, resistência mecânica, baixa deterioração química, melhor acabamento, facilidade de manutenção e reparos, limpeza e mão-de-obra.

Toda sua concepção foi realizada visando instalações compactas, de operação estável e de baixo impacto ambiental. Dentro deste contexto, buscou-se empregar processos de tratamento com alta capacidade de tratamento, remoção de nutrientes, eficiência e baixa produção de lodo.

A etapa anaeróbia foi concebida através de um tanque séptico subdividido em três câmaras (Figura 2). O esgoto bruto teve acesso pelo fundo e foi distribuído dentro da primeira câmara. A adoção de um tanque de múltiplas câmaras teve como objetivo a obtenção de uma eficiência maior em relação a tanques de câmara única.

O tanque anaeróbio foi desenvolvido para atender os seguintes objetivos:

- Retenção de sólidos em suspensão, servindo como unidade de pré-tratamento;
- Digestão de sólidos retidos, reduzindo o volume de lodo a ser retirado;
- Tanque de acumulação, diminuindo a frequência de retirada de lodo do sistema, reduzindo assim o custo operacional;
- Servir como tanque equalizador de vazão, permitindo a redução da amplitude de vazão, tornando o sistema mais estável;
- Redução da carga poluente a ser tratada à jusante, no filtro aerado submerso, reduzindo a potência necessária do equipamento de aeração.



**Figura 2:** Tanque séptico subdividido em três câmaras.

O biofiltro aerado submerso compreendeu a fase aeróbia do tratamento. O tratamento se caracterizou pela alimentação e percolação contínua através do meio suporte constituído por eletrodutos de plástico (Figura 3). O ar utilizado nesse processo foi introduzido mecanicamente através de um compressor, com finalidade de manter a concentração de oxigênio dissolvido em toda massa líquida, garantindo as reações bioquímicas que caracterizam o processo.

O meio suporte foi introduzido no biofiltro aerado submerso com o objetivo de aumentar a massa biológica responsável pela depuração, proporcionando os seguintes aspectos:

- Fixação de microrganismos, ao invés de suspensão, minimizando a fuga de sólidos com o efluente;
- Retenção de maior massa de microrganismos, amortecendo o efeito de choque de carga e vazão;
- Tratamento avançado de esgotos.



**Figura 3:** Filtro aerado submerso preenchido com eletrodutos de plástico.

Além desses dois processos descritos, o sistema ainda continha uma câmara de sedimentação, a qual teve seu lodo recirculado para a câmara 2 do tanque séptico (Fase 1) e num outro momento, para o biofiltro aerado submerso (Fase 2), e uma etapa de desinfecção no final, a fim de promover a inativação dos microrganismos patogênicos.

## 4.3 Dimensionamento

### 4.3.1 *Tanque Séptico*

A ABNT determina, através de suas normas técnicas NBR 7229 e NBR 13969, métodos específicos para o dimensionamento e construção de tanques sépticos, os quais foram utilizados na concepção deste sistema.

Para o dimensionamento do sistema em estudo foi considerado o tipo de instalação residencial, com as seguintes características:

- Número de usuários contribuintes sendo de cinco pessoas;
- Valor da contribuição per capita estimado em 150 L/hab;
- Período de detenção hidráulica de 1 dia;
- Taxa de acumulação de lodo de 65, em dias, equivalente ao tempo de acumulação de lodo fresco (temperatura crítica entre 10 e 20 °C);
- Intervalo de limpeza de 1 ano.

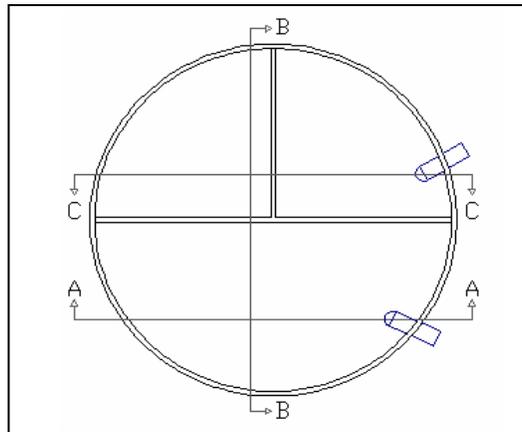
De acordo com as normas pertinentes e com a equação apresentada no *item 3.6*, têm-se os seguintes dados calculados para o tanque séptico:

- Volume do tanque = 2,075 m<sup>3</sup>
- Diâmetro do tanque = 1,10 m
- Altura útil = 2,18 m
- Altura total = 2,30 m
- Número de câmaras = 3

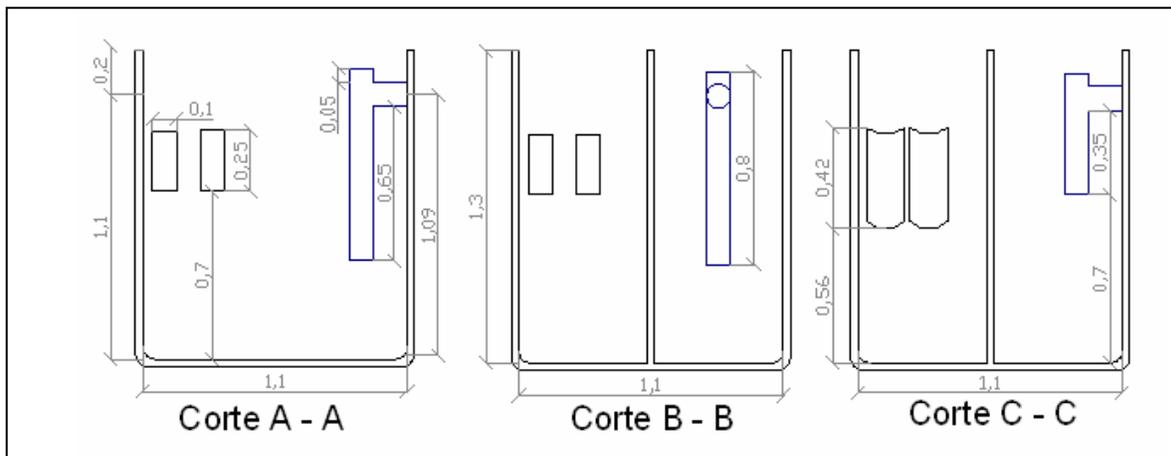
No entanto, como esta unidade foi seguida por outra unidade de tratamento complementar, adotou-se apenas 50% do volume útil calculado, uma vez que se desejava reduzir as dimensões, atendendo os valores mínimos especificados pela norma. Assim, têm-se os seguintes valores adotados:

- Volume do tanque = 1,04 m<sup>3</sup>
- Diâmetro do tanque = 1,10 m
- Altura útil = 1,10 m
- Altura total = 1,30 m
- Número de câmaras = 3

As Figuras 4 e 5 abaixo apresentam as dimensões e os detalhes do tanque séptico de câmaras em série utilizado neste estudo.



**Figura 4:** Planta baixa do tanque séptico.



**Figura 5:** Detalhes do tanque séptico.

#### 4.3.2 *Biofiltro Aerado Submerso*

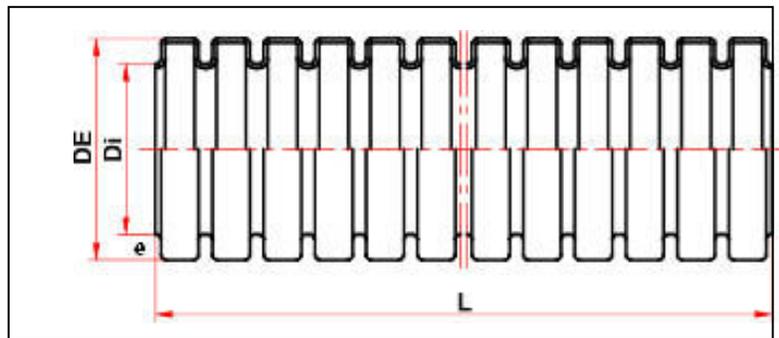
O biofiltro aerado submerso tem a capacidade de fixar grandes quantidades de microrganismos nas superfícies do meio, reduzindo o volume do reator biológico. Conforme as equações apresentadas no *item 3.7*, têm-se os seguintes valores calculados:

- Volume útil câmara de reação =  $0,59 \text{ m}^3$
- Volume útil câmara de sedimentação =  $0,30 \text{ m}^3$
- Área superficial de sedimentação =  $0,12 \text{ m}^2$
- Vazão de ar necessária =  $15,625 \text{ L/min}$

Entretanto, adotou-se, para o tratamento complementar, as mesmas dimensões do tanque séptico e, desta maneira, o espaço referente à câmara de sedimentação e à câmara de desinfecção correspondeu a  $\frac{1}{4}$  da área superficial total. Sendo assim, as áreas superficiais de sedimentação e desinfecção foram ambas de  $0,24\text{m}^2$ .

De acordo com Tschui *et al.* (1993 *apud* CHERNICHARO, 2001), na maioria dos biofiltros aerados submersos europeus, a eliminação dos reservatórios de água para lavagem pode ocorrer quando utilizam-se materiais sintéticos (biofiltros auto-limpantes). Neste trabalho não foi dimensionada lavagem do biofiltro.

O meio filtrante utilizado foi eletroduto de plástico (Figura 6), com as dimensões apresentadas na Tabela 1.



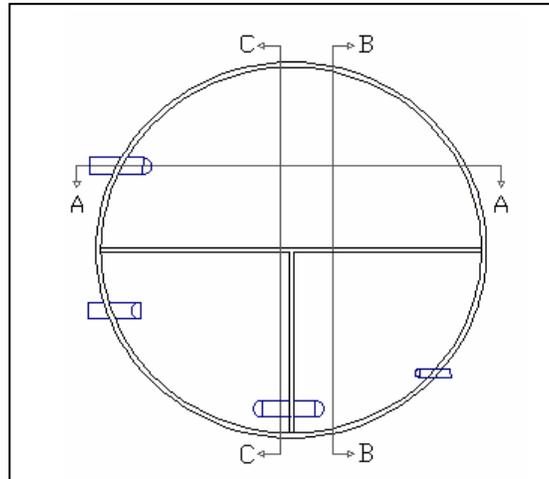
**Figura 6:** Eletroduto flexível corrugado, utilizado como meio filtrante no biofiltro aerado submerso.

**Tabela 1:** Especificações do eletroduto utilizado como meio filtrante.

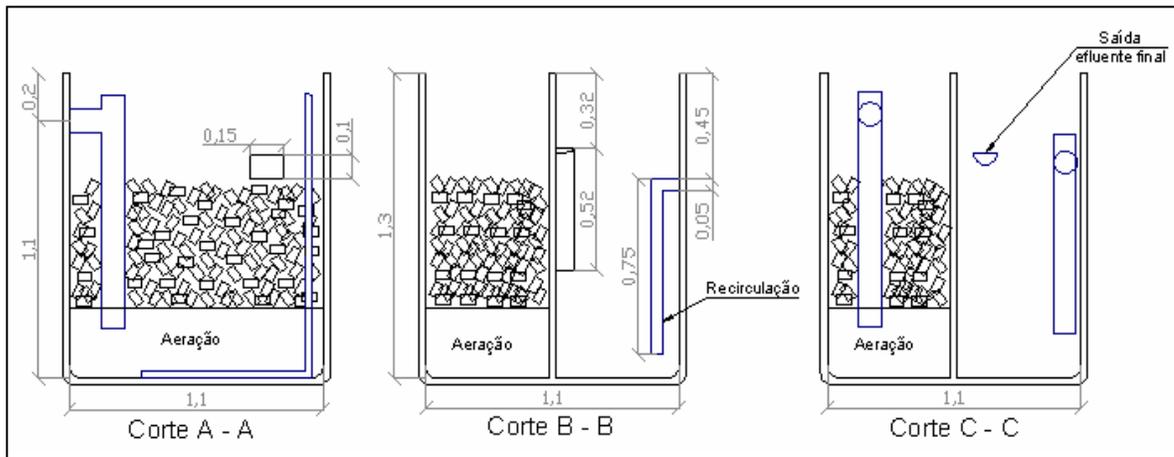
Cotas	Valores (mm)
L	400.000
DE	25,0
Di	19,0
e	3,0

De acordo com a geometria do material utilizado como meio filtrante e sua quantidade, tem-se superfície específica na ordem de  $3.000\text{ m}^2/\text{m}^3$ . A área superficial total do meio filtrante é de  $115\text{ m}^2$ , sendo aproximadamente 240 vezes maior do que a área superficial do biofiltro aerado submerso.

As Figuras 7 e 8 abaixo apresentam as dimensões e detalhes das unidades de pós-tratamento.



**Figura 7:** Planta baixa da unidade de pós-tratamento.



**Figura 8:** Detalhes da unidade de pós-tratamento.

Assim, o sistema possui os seguintes volumes úteis para cada etapa de tratamento:

*a) Tanque séptico*

- Total =  $1,04 \text{ m}^3$
- Câmara 1 =  $0,52 \text{ m}^3$
- Câmara 2 =  $0,26 \text{ m}^3$
- Câmara 3 =  $0,26 \text{ m}^3$

*b) Tratamento complementar*

- Total =  $1,04 \text{ m}^3$
- Filtro aerado submerso =  $0,52 \text{ m}^3$

- Câmara de sedimentação = 0,26 m<sup>3</sup>
- Câmara de desinfecção = 0,26 m<sup>3</sup>

#### 4.4 Operação do Sistema

O sistema entrou em operação em março de 2007, sendo que até no final de junho do mesmo ano procurou-se adaptá-lo de maneira a obter-se o melhor funcionamento. Para tanto foram testadas diferentes vazões de alimentação e tipos de bombas para recirculação e aeração, assim como seus respectivos tempos de funcionamento e parada. Entretanto, diversos problemas com a bomba da estação elevatória da CASAN e com a bóia do reservatório superior impossibilitaram a estabilidade do sistema.

No mês de abril houve a maior incidência de colmatação nas tubulações e acessórios, prejudicando assim, a alimentação do sistema. Praticamente durante todo esse mês o sistema não recebeu esgoto bruto. Por estes problemas resolveu-se colocar uma proteção na entrada do reservatório superior, a fim de evitar a entrada de sólidos grosseiros (Figura 9).



**Figura 9:** Tela de proteção na entrada do reservatório superior.

A partir do mês de julho optou-se por estabelecer os critérios apresentados na Tabela 2, os quais foram mantidos até o final do estudo.

**Tabela 2:** Critérios adotados no sistema.

Período	Período de funcionamento da bomba (min)		Período de parada da bomba (min)		Vazão (L/dia)	
	Aeração	Recirculação	Aeração	Recirculação	Alimentação	Recirculação
06/07 - 18/10	20	10	10	20	960	3168

Sempre que a aeração era acionada, ocorria o bombeamento de 20 litros de esgoto bruto para dentro do sistema. A aeração e a recirculação funcionavam alternadamente,

uma era acionada a partir do desligamento da outra. Assim, com o objetivo de facilitar a operação, todo sistema funcionava de forma automatizada (Figura 10).

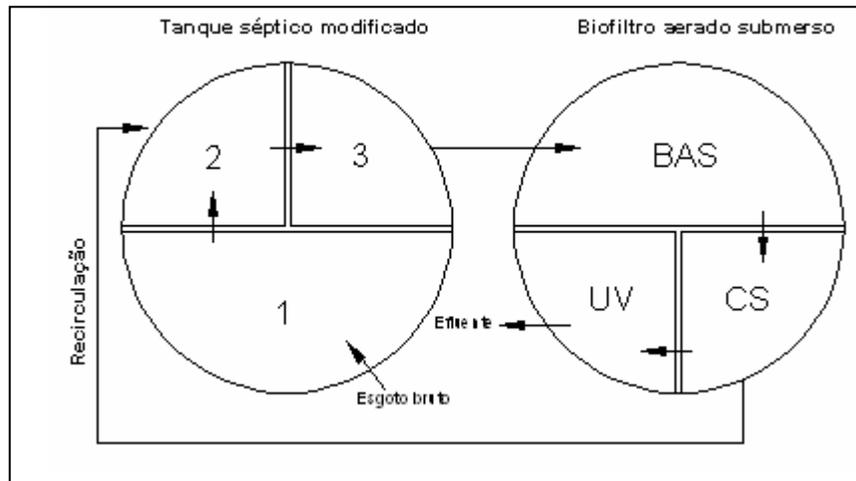


**Figura 10:** Painel de controle dos constituintes automatizados do sistema.

O sistema de tratamento, ao longo dos três meses em que foram realizadas as análises laboratoriais, trabalhou com vazão afluente de 960 L/dia e vazão de recirculação de 3.168 L/dia. Neste mesmo período foram impostas duas fases diferentes, no primeiro mês a recirculação ocorria da câmara de sedimentação para a segunda câmara do tanque séptico (Fase 1), a fim de se obter desnitrificação no sistema e, nos últimos dois meses a recirculação passou para o biofiltro aerado submerso (Fase 2).

Na Fase 1 apenas a câmara 1 funcionava como tanque séptico. As câmaras 2 e 3 foram projetadas para funcionarem como zona anóxica. Assim, a nitrificação ocorreria na zona aeróbia, conduzindo à formação de nitratos, sendo esses direcionados à zona anóxica por meio de uma recirculação do lodo da câmara de sedimentação, proporcionando a desnitrificação.

Até o final de julho, de maneira resumida, pode-se apresentar o fluxo da seguinte forma (Figura 11): o efluente entra na primeira câmara do tanque séptico, passa para a câmara 2 e 3, segue para o biofiltro aerado submerso de fluxo ascendente (BAS), após vai para a câmara de sedimentação (CS), onde o lodo é recirculado para a câmara 2 do tanque séptico e, por fim ocorre a desinfecção por radiação ultravioleta (UV).



**Figura 11:** Esquema do fluxo de esgoto na Fase 1.

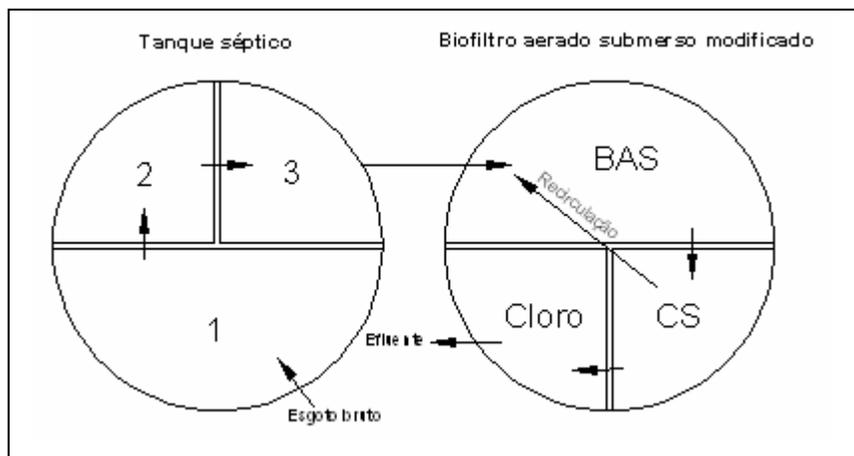
A Tabela 3 apresenta as características de cada etapa do tratamento durante esta fase.

**Tabela 3:** Características do sistema na Fase 1.

Ciclo (min)	Volume (L)	Câmara	Volume Câmara (L)	Vazão (L/h)	TDH (h)	Área (m <sup>2</sup> )	Taxa (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h)
30	20	1	520	40	13,00	0,48	0,083
	86	2, 3, CS	260	172	1,51	0,24	0,717
	86	BAS	520	172	3,02	0,48	0,358
	20	UV	260	40	6,50	0,24	0,167

A cada 30 minutos as vazões se repetiam (coluna 1 da Tabela 3), sendo bombeado 20 litros da estação elevatória da CASAN para a câmara 1 do tanque séptico e 66 litros da câmara de sedimentação para a câmara 2 (coluna 2). A coluna 4 apresenta os volumes de cada câmara e, na seqüência têm-se a vazão em cada compartimento, seu respectivo tempo de detenção hidráulica (TDH) e a taxa de aplicação superficial.

A partir de agosto o sistema passou por duas mudanças: o lodo proveniente da câmara de sedimentação passou a ser recirculado para o biofiltro aerado submerso (Figura 12) e, devido a constante queima das lâmpadas UV, a desinfecção passou a ser feita através de pastilhas de cloro. Nesta fase (Fase 2), retirou-se a recirculação do tanque séptico e o processo anaeróbico ocorreu nas três câmaras em série.



**Figura 12:** Esquema do fluxo de esgoto na Fase 2.

No final de agosto, o reservatório superior, utilizado na Fase 1, precisou ser retirado, pois era utilizado para alimentar um outro experimento que se localizava ao lado do sistema em estudo, e estava sendo modificado. Para que o presente estudo não fosse interrompido, optou-se pelo bombeamento do esgoto bruto direto para o sistema.

A Tabela 4 apresenta as características de cada etapa do tratamento durante esta fase.

**Tabela 4:** Características do sistema na Fase 2.

Ciclo (min)	Volume (L)	Câmara	Volume Câmara (L)	Vazão (L/h)	TDH (h)	Área (m <sup>2</sup> )	Taxa (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h)
30	20	1, 2 e 3	1040	40	26,00	0,95	0,042
	86	BAS	520	172	3,02	0,48	0,358
	86	CS	260	172	1,51	0,24	0,717
	20	Cloro	260	40	6,50	0,24	0,167

O biofiltro aerado submerso trabalhou com um TDH superior ao recomendado. De acordo com Jordão *et al.* (2005), a concentração de biomassa no biofiltro chega a níveis até 3 a 4 vezes superiores à dos lodos ativados, resultando assim na diminuição de seu volume, sendo o tempo de detenção de cerca de 1,0 a 1,5 horas apenas.

#### 4.5 Monitoramento e Análises

Como o sistema estava sendo constantemente modificado, as análises foram realizadas entre os dias 06/07/2007 e 18/10/2007, período o qual houve estabilidade nas condições de funcionamento do sistema.

A metodologia envolveu dados de campo (operação e monitoramento do sistema), análises laboratoriais (físico-químicas, bacteriológicas e microscópicas) e análise e avaliação dos resultados. Para o monitoramento do sistema foi realizada coleta semanal

e as análises laboratoriais foram realizadas no LaRA / LIMA, conforme recomendações do Standard Methods of Examination for Water and Wastewater (APHA, 1998).

Os parâmetros analisados foram: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade total, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) total, demanda química de oxigênio (DQO) total, nitrogênio (frações inorgânicas: amônia, nitrito, nitrato), fosfato reativo, série de sólidos (sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis), sólidos em suspensão, coliformes totais e fecais, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e sulfetos.

Em campo mediu-se a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido no biofiltro aerado submerso e, para a análise microscópica foi coletada amostra da comunidade planctônica da biomassa aderida no meio suporte do filtro e em cada etapa do processo (saída do tanque séptico, filtro aerado submerso e após passagem pela desinfecção).

A Tabela 5 apresenta os parâmetros analisados e, resumidamente, a metodologia adotada em cada análise.

**Tabela 5:** Parâmetros analisados e métodos utilizados.

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos</b>
Oxigênio Dissolvido	Diretamente no biofiltro aerado submerso, através do oxímetro portátil YSI <sup>®</sup> , modelo 55.
pH	Através do pHmetro Hack <sup>®</sup> , modelo Sens Ion 1.
Condutividade elétrica	Através do condutivímetro Oakton <sup>®</sup> .
Alcalinidade	Titulação potenciométrica da amostra com uma solução de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> padronizada (0,02 N).
Turbidez	Método nefelométrico através do turbidímetro portátil Hach <sup>®</sup> , modelo 2100P.
Temperatura da amostra	Diretamente no biofiltro aerado submerso, através do oxímetro portátil YSI <sup>®</sup> , modelo 55.
DQO <sub>t</sub>	Oxidação da matéria orgânica com uma agente oxidante forte (dicromato de potássio), em meio ácido (ácido sulfúrico). Leitura em espectofotômetro Hack <sup>®</sup> , modelo DR 2010.
DBO <sub>t</sub>	DBO Manométrica Total. Período de incubação de 5 dias, a temperatura de 20°C.

**Tabela 5:** Parâmetros analisados e métodos utilizados - Continuação.

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos</b>
Sólidos em suspensão	Método gravimétrico composto por filtração em membrana 0,45 µm de porosidade.
Sólidos totais, totais fixos e totais voláteis.	Método gravimétrico. Aquecimento a 105°C (totais), a 550°C (totais fixos), sendo a diferença dos dois os totais voláteis.
Nitrogênio amoniacal	Nessler. Filtração da amostra em membrana de 0,45 µm de porosidade e leitura em espectrofotômetro Hack <sup>®</sup> , modelo DR 2010.
Nitrogênio nítrico	Alfaftalamina. Filtração da amostra em membrana de 0,45 µm de porosidade e leitura em espectrofotômetro Hack <sup>®</sup> , modelo DR 2010.
Nitrogênio nitrato	Brucina. Filtração da amostra em membrana de 0,45 µm de porosidade e leitura em espectrofotômetro Hack <sup>®</sup> , modelo DR 2010.
Fosfato	Ácido Vanadomolibdato. Filtração da amostra em membrana de 0,45 µm de porosidade e leitura em espectrofotômetro Hack <sup>®</sup> , modelo DR 2010.
Microscopia	As amostras são fixadas com solução concentrada de lugol para identificação das espécies presentes na massa líquida pela microscopia óptica em microscópio da Olympus <sup>®</sup> modelo BX 40.
Coliformes totais/fecais	Colilert

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Análise Descritiva dos Parâmetros de Qualidade

A Tabela 6 abaixo apresenta os resultados obtidos durante a Fase 1, entre os dias 06 e 27 de julho. O esgoto bruto era proveniente da rede pública coletora de esgotos da CASAN. Os valores da coluna do tanque séptico são os resultados obtidos após sua passagem pela terceira câmara do tanque e, o efluente final é aquele que percorreu todo o sistema, sendo a desinfecção a última etapa do processo.

**Tabela 6:** Média dos principais parâmetros analisados na Fase 1.

Parâmetros	n*	Esgoto bruto	Tanque séptico	Efluente final
pH	4	7,6 ± 0,4	7,7 ± 0,1	7,8 ± 0,0
Alcalinidade (mg/L)	4	297 ± 112	220 ± 36	221 ± 29
Turbidez (NTU)	4	148 ± 37	52 ± 27	19 ± 7
Condutividade (µS)	3	0,51 ± 0,06	0,46 ± 0,06	0,48 ± 0,09
DQOt (mg/L)	4	301 ± 82	130 ± 55	89 ± 16
ST (mg/L)	4	437 ± 49	276 ± 46	268 ± 38
STF (mg/L)	4	236 ± 12	185 ± 16	188 ± 22
STV (mg/L)	4	237 ± 58	92 ± 32	80 ± 44
SS (mg/L)	4	102 ± 12	29 ± 7	14 ± 6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	4	61 ± 20	50 ± 6	48 ± 7
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	4	0,11 ± 0,05	0,08 ± 0,06	0,09 ± 0,06
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	4	0,77 ± 0,18	0,58 ± 0,09	0,54 ± 0,12
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L)	4	21 ± 6	15 ± 4	12 ± 4

n\* = número de amostragem.

Os resultados das análises realizadas entre agosto e outubro, correspondentes a Fase 2 de monitoramento do sistema, estão apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7:** Média dos principais parâmetros analisados na Fase 2.

Parâmetros	n*	Esgoto bruto	Tanque séptico	Efluente final
pH	7	7,4 ± 0,4	7,2 ± 0,2	7,5 ± 0,2
Alcalinidade (mg/L)	7	232 ± 96	218 ± 37	210 ± 56
Turbidez (NTU)	7	245 ± 75	88 ± 51	40 ± 34
Condutividade (mS)	7	0,50 ± 0,07	0,47 ± 0,06	0,47 ± 0,06
DQOt (mg/L)	7	521 ± 185	230 ± 154	116 ± 85
DBOt (mg/L)	4	394 ± 95	258 ± 117	106 ± 66
ST (mg/L)	7	589 ± 156	357 ± 69	361 ± 102
STF (mg/L)	7	312 ± 96	184 ± 41	186 ± 64
STV (mg/L)	7	277 ± 80	174 ± 82	175 ± 107
SS (mg/L)	7	194 ± 57	35 ± 23	19 ± 15
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	7	58 ± 13	58 ± 14	54 ± 14
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	7	0,10 ± 0,03	0,11 ± 0,04	0,21 ± 0,24

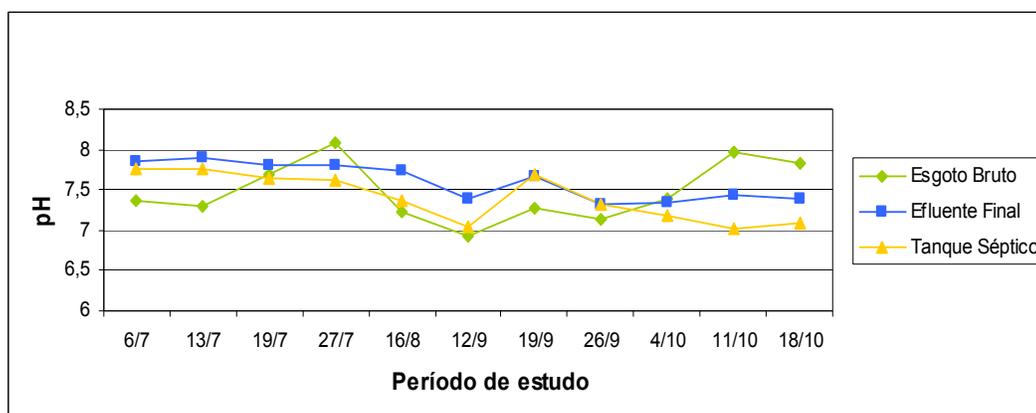
**Tabela 7:** Média dos principais parâmetros analisados na Fase 2 - Continuação.

Parâmetros	n*	Esgoto bruto	Tanque séptico	Efluente final
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	7	0,85 ± 0,26	0,60 ± 0,12	0,72 ± 0,22
NTK (mg/L)	3	82 ± 38	71 ± 34	70 ± 30
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L)	7	26 ± 9	21 ± 9	16 ± 8
Sulfeto (mg/L)	1	350	204	34
Coli. Total (log10)	4	8,0 ± 0,4	-	0,5 ± 1,0
Coli. Fecal (log10)	4	7,2 ± 0,4	-	0

n\* = número de amostragem.

### → pH e Alcalinidade

Os valores de pH quando afastados da neutralidade (pH = 7) tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos e, sua variação influencia o equilíbrio do compostos químicos. O pH das amostras, de maneira geral, situaram-se entre 7 e 8 (Figura 13), o que mostra não afetar os processos de transformação de nitrogênio e fósforo.



**Figura 13:** Valores de pH ao longo do período de monitoramento do sistema.

A alcalinidade se relaciona diretamente com o pH, indicando a capacidade da água em resistir às suas mudanças. Este parâmetro está relacionado com a presença de bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) e hidróxidos (OH<sup>-</sup>), o qual é medido em mg/L de CaCO<sub>3</sub>, através de métodos analíticos em laboratório. Como em todas as amostras o valor do pH esteve sempre abaixo de 8,3, a alcalinidade ocorre apenas por bicarbonato.

### → Condutividade

Os valores de condutividade estão associados à atividade iônica do meio, ou seja, quanto maior a quantidade de íons maior será o valor da condutividade. A condutividade

manteve-se estável ao longo do monitoramento, não havendo diferenciação significativa entre as etapas de tratamento e as Fases 1 e 2.

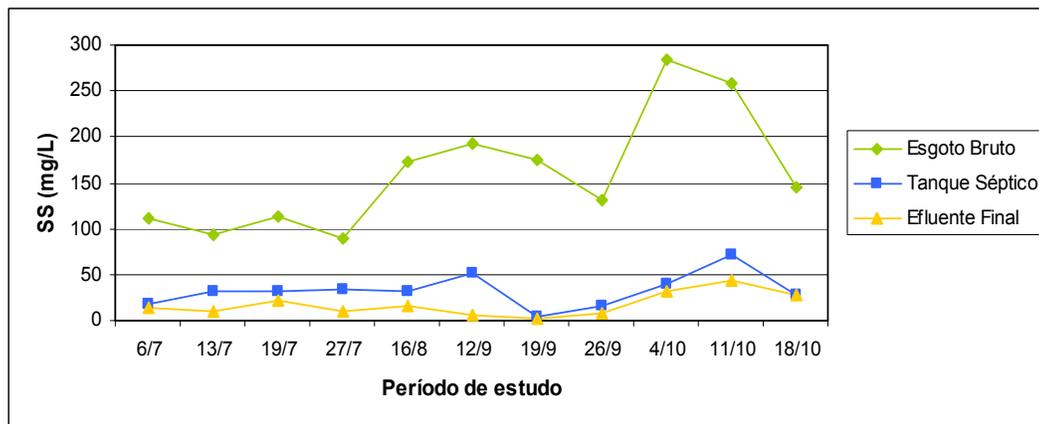
### → Turbidez

A turbidez é decorrente da presença de sólidos orgânicos e inorgânicos, em suspensão ou em estado coloidal e de microrganismos. Este parâmetro representa o grau de interferência na passagem de luz através da água.

Através das Tabelas 6 e 7 observa-se que a turbidez diminui ao longo do tratamento. Na Fase 1 obteve-se melhores resultados, isto ocorreu pelo fato de que em toda esta fase o sistema funcionou com uma proteção na entrada do reservatório superior. Enquanto que na Fase 2, a partir do dia 23 de agosto, o sistema passou a ser alimentado diretamente pela estação elevatória, não havendo mais reservatório superior. Esta mudança acarretou no aumento de diversos parâmetros analisados, dentre eles cita-se a turbidez.

### → Sólidos em suspensão (SS)

O sistema apresentou significativa remoção de sólidos suspensos. A Figura 14 apresenta a evolução em termos de SS, obtida com o monitoramento do tanque séptico e a unidade de pós-tratamento.



**Figura 14:** Concentração de sólidos suspensos ao longo do sistema.

Segundo Jordão *et al.* (2005), os parâmetros mais utilizados para expressar a eficiência do tanque séptico são os sólidos em suspensão e a DBO. Os autores apresentam reduções em torno de 50% para sólidos em suspensão no tanque e 75% no biofiltro aerado submerso.

Na Tabela 8 estão apresentadas as eficiências médias de remoção dos SS no tanque séptico e na unidade de pós-tratamento para a Fase 1 e 2.

**Tabela 8:** Valores da eficiência de remoção dos SS em cada estágio do tratamento.

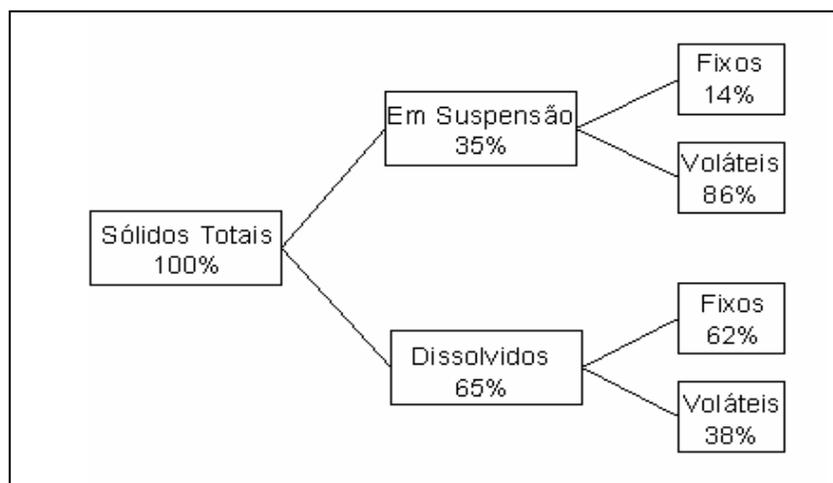
Fase	SS (mg/L)			Eficiência (%)		Total
	Esgoto Bruto	Tanque Séptico	Efluente Final	Tanque Séptico	Pós-tratamento	
1	102	29	14	72	52	86
2	194	35	19	81	46	90

Os valores encontrados na remoção de sólidos suspensos pelo tanque séptico apresentam-se acima dos encontrados na bibliografia. Tal fato provavelmente interferiu na eficiência do biofiltro, a qual foi relativamente baixa para esse tipo de tratamento. Entretanto, a remoção total foi satisfatória.

→ **Série de sólidos**

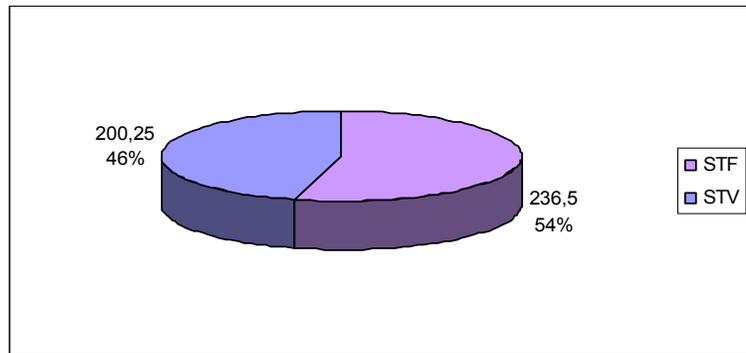
Os sólidos totais (ST) são os sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos coloidais. Os sólidos totais fixos (STF) representam a matéria inorgânica e mineral ao passo que os sólidos totais voláteis (STV) representam uma estimativa da matéria orgânica.

Para esgotos domésticos bruto, von Sperling (2005) apresenta a seguinte distribuição de sólidos (Figura 15):

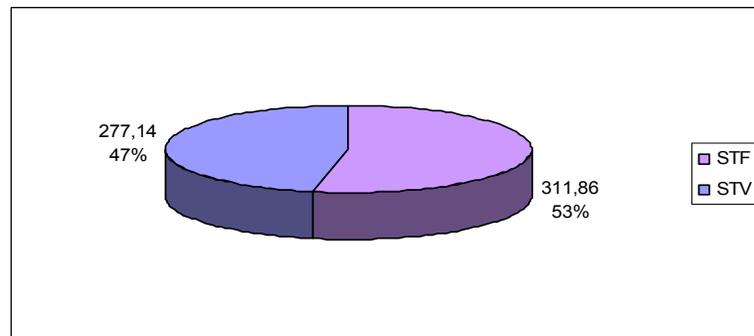


**Figura 15:** Distribuição aproximada dos sólidos do esgoto bruto.

Assim como a concentração de SS, os resultados da série de sólidos elevaram-se na Fase 2. As Figuras 16 e 17 apresentam a proporção de sólidos fixos e voláteis no esgoto bruto para a Fase 1 e 2, respectivamente. Em ambos os casos obteve-se um valor levemente superior para os sólidos totais fixos.



**Figura 16:** Porcentagem de sólidos totais fixos e voláteis no esgoto bruto na Fase 1.



**Figura 17:** Porcentagem de sólidos totais fixos e voláteis no esgoto bruto na Fase 2.

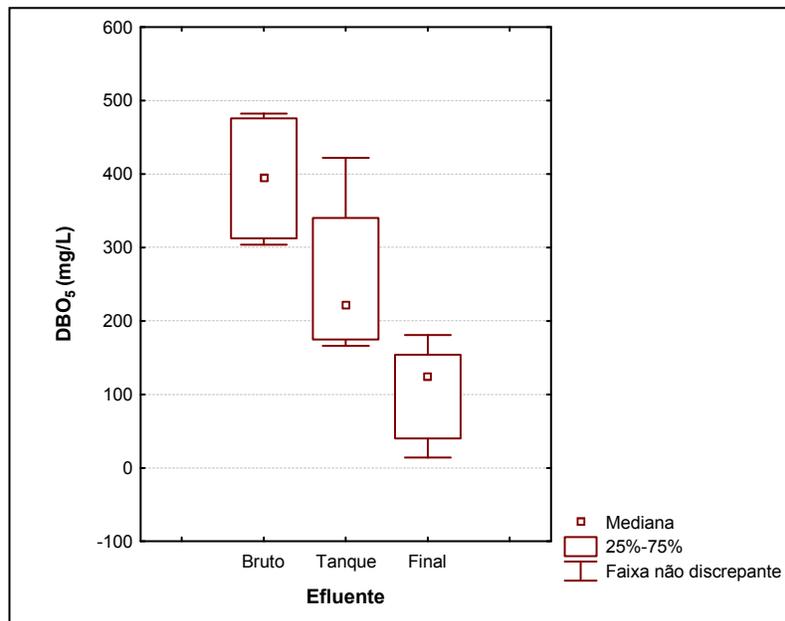
No final do tratamento houve uma remoção média de 38% dos sólidos totais para ambas as fases de estudo.

#### → Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

Devido à falta de equipamentos disponíveis, as análises de DBO<sub>5</sub> só começaram a ser realizadas a partir do dia 12 de setembro, sendo assim, para a Fase 1 não houve dados deste parâmetro.

A bibliografia cita remoções de DBO em cerca de 30% nos tanques sépticos. Já os biofiltros aerados submersos costumam apresentar efluente final com concentrações de DBO inferiores a 30 mg/L.

A Figura 18 apresenta as concentrações de DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto, após sua passagem pelo tanque séptico e, do efluente final do tratamento, na Fase 2 do estudo.



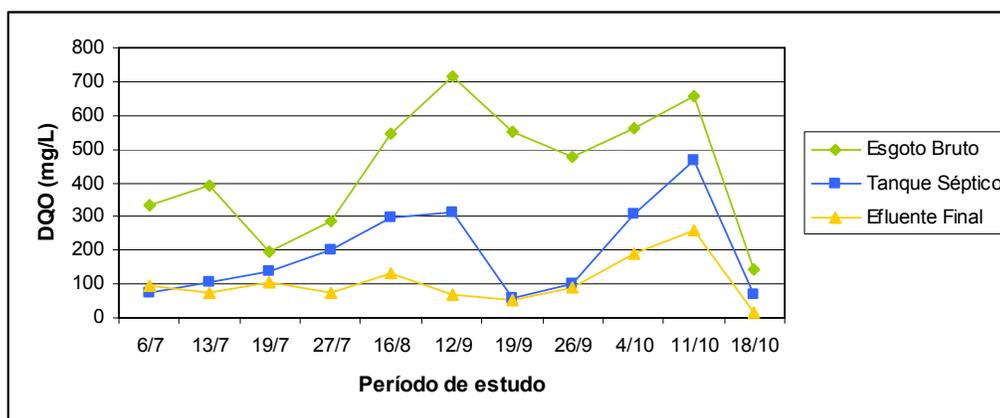
**Figura 18:** Gráfico das concentrações de DBO<sub>5</sub>, tipo *boxplot*.

O gráfico apresenta gradativa remoção de DBO<sub>5</sub> ao longo do sistema de tratamento. O tanque séptico apresentou uma eficiência média de 35% e o tratamento complementar de 60%. A eficiência total do sistema foi de 73%, entretanto, a concentração média do efluente final foi superior à esperada inicialmente.

#### → Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Fase 2 do estudo houve um incremento médio de 73% nos valores de DQO do esgoto bruto. Ao longo do monitoramento do sistema, percebeu-se que em semanas chuvosas, a concentração deste parâmetro diminuía consideravelmente, mostrando, desta maneira, como a qualidade do esgoto era alterada devido às infiltrações na rede pública coletora de esgotos. O menor valor da DQO no esgoto bruto, 142 mg/L, ocorreu no dia 18/10, período este, com fortes chuvas ao longo da semana.

A Figura 19 apresenta a evolução em termos de DQO total obtida através do monitoramento da qualidade do esgoto bruto e após passar pelas unidades de tratamento.



**Figura 19:** Concentração de DQO ao longo do período de estudo do sistema.

O biofiltro aerado submerso trabalhou com uma carga orgânica volumétrica de 0,79 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia durante a Fase 1. Para a Fase 2 não foi possível saber a carga aplicada, pois havia um incremento de matéria orgânica aplicada devido à recirculação do lodo da câmara de sedimentação.

As eficiências de remoção, em cada semana, ao longo do período de estudo, no tanque séptico e na unidade complementar são apresentadas na Tabela 9.

**Tabela 9:** Resultados das análises de DQO total e valores da eficiência em cada estágio do tratamento.

Fase	Data	DQO total (mg/L)			Eficiência (%)		
		Bruto	Tanque	Final	Tanque	Pós-tratamento	Total
1	6/7	333	73	97	78	-	71
	13/7	391	106	75	73	29	81
	19/7	197	139	108	29	22	45
	27/7	284	201	77	29	62	73
2	16/8	543	295	131	46	56	76
	12/9	714	311	71	56	77	90
	19/9	551	61	51	89	16	91
	26/9	474	103	90	78	13	81
	4/10	564	306	192	46	37	66
	11/10	656	464	259	29	44	60
	18/10	142	70	17	51	76	88

Observa-se que o pós-tratamento aeróbio atuou de forma a complementar a remoção de DQO iniciada no tanque séptico. Os resultados mostram que, na maioria dos casos, as eficiências do tanque séptico e do tratamento complementar são inversamente proporcionais.

## → Remoção de nitrogênio

O controle do pH é um dos fatores mais decisivos na eficácia da nitrificação devido às possíveis flutuações do teor de nitrogênio introduzidas pelos efluentes, o que gera variações de pH a ponto de causar inibição, enquanto que os demais fatores ambientais apresentam respostas mais lentas e controláveis. Para fins de projeto, deve-se levar em consideração que a taxa de nitrificação pode cair significativamente se o pH é reduzido abaixo da zona neutra, e que para uma ótima performance o ideal é manter o pH na faixa de 6,5 a 8,0 (FERREIRA, 2000).

Segundo von Sperling (2005), em esgotos domésticos, a distribuição relativa da amônia assume as seguintes formas em função dos valores de pH:

- pH < 8 – praticamente toda a amônia está na forma de  $\text{NH}_4^+$
- pH = 9,5 – aproximadamente 50%  $\text{NH}_3$  e 50%  $\text{NH}_4^+$
- pH > 11 – praticamente toda a amônia da forma de  $\text{NH}_3$

De acordo com a Figura 13, ao longo dos três meses de monitoramento do sistema, de maneira geral, o pH não se apresentou acima de 8. Sendo assim, a amônia encontrava-se praticamente toda na forma de  $\text{NH}_4^+$ , o que justifica a exclusão de análises de amônia na forma de  $\text{NH}_3$ .

Através das Tabelas 6 e 7 observa-se que a nitrificação não ocorreu em ambas as fases. Estes resultados não eram esperados, haja vista que um dos objetivos do pós-tratamento aeróbio no sistema era a remoção de nutrientes.

Inicialmente, na concepção do sistema, projetou-se uma câmara anóxica (2 e 3 do tanque séptico), a qual recebia o lodo recirculado da câmara de sedimentação, afim de reduzir o nitrato (formado no biofiltro) a nitrogênio gasoso. Em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), os nitratos seriam utilizados por microrganismos heterotróficos como aceptores de elétrons, em substituição do oxigênio, ocorrendo o processo de desnitrificação.

Entretanto, os resultados obtidos na Fase 1 apresentaram-se insatisfatórios para remoção de nitrogênio. Por este motivo optou-se por mudar a configuração do sistema e, assim o lodo passou a ser recirculado para o biofiltro aerado submerso (Fase 2).

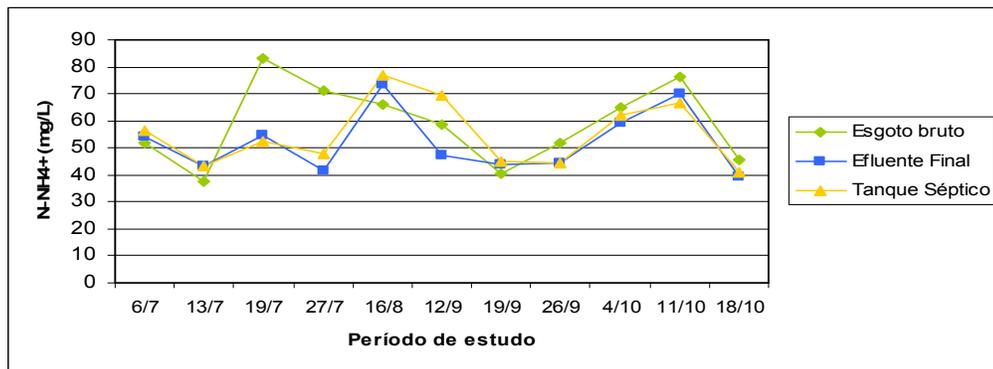
Como na Fase 2 o processo de nitrificação não estava ocorrendo novamente, buscou-se realizar análises que apresentassem dados que justificassem a inibição dos microrganismos responsáveis pela conversão de amônia a nitrato.

Pelo fato dos resultados estarem apresentando um leve incremento de amônia no sistema (Figura 20), resolveu-se realizar análises de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) a partir do dia 04 de outubro de 2007.

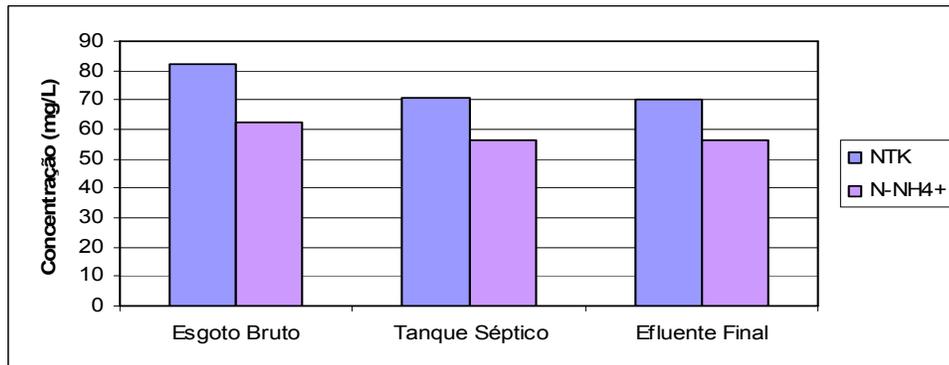
Sabe-se que nos esgotos domésticos brutos as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e a amônia, sendo estes dois determinados, conjuntamente, através do método Kjeldahl.

Segundo Chernicharo *et al.* (2001), a estabilização do lodo, em condições anaeróbias, libera N-amoniacoal, que se incorpora no efluente final, resultando numa remoção de nitrogênio extremamente baixa no sistema. A Figura 21 apresenta os valores médios de NTK e amônia encontrados no esgoto bruto, após tanque séptico e no efluente final.

Os autores ainda afirmam que o uso de processos anaeróbios, precedendo tratamento aeróbio complementar para remoção biológica de nutrientes, deve ser visto com muito cuidado, pois se houver significativa remoção de matéria orgânica biodegradável no sistema anaeróbio pode inviabilizar a remoção de nutrientes posteriormente.



**Figura 20:** Concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ao longo do período de monitoramento do sistema.



**Figura 21:** Concentrações médias de NTK e amônia no sistema.

Através da Figura 20 e 21 observa-se que a concentração média de NTK e amônia na entrada e saída da unidade de pós-tratamento foram praticamente as mesmas.

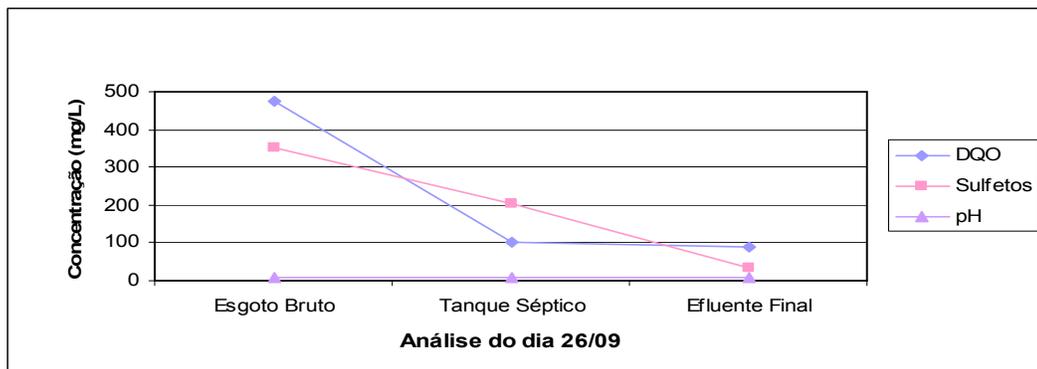
## → Sulfetos

Segundo Chernicharo *et al.* (2001), a presença de sulfetos no esgoto pode causar efeito inibitório das bactérias nitrificantes. Assim, uma análise de sulfetos foi realizada nas três etapas do tratamento (entrada, após passar pelo tanque séptico e efluente final). Esta análise mostrou uma redução de 42% da concentração de sulfeto no esgoto após passar pelo tanque séptico e de 90% no efluente final.

Chernicharo (1997) mostra que para um valor de pH igual a 7, 50% do sulfeto estará presente na forma não dissociada ( $H_2S$ ), mais tóxica, e os outros 50% na forma dissociada ( $HS^-$ ), menos tóxica. A inibição pelo sulfeto é dependente da concentração na forma não dissociada no meio, o que indica que dentro da faixa de pH usualmente associada à digestão anaeróbia (6,5 a 8) a inibição pelo sulfeto é fortemente dependente do pH.

De acordo com o mesmo autor, o  $H_2S$  pode estar presente na fase gasosa ou dissolvido na fase líquida. Assim, sua toxicidade decrescerá com o aumento da concentração de DQO afluente (maior produção de  $CH_4$ ), pois quanto maior for a produção de  $CH_4$ , maior será a quantidade de sulfetos retirada, na forma gasosa, da fase líquida. Geralmente assume-se uma relação  $DQO/SO_4^{2-}$  maior que 10 para que não ocorram problemas de toxicidade no reator anaeróbio. Neste estudo a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  não pôde ser determinada, haja vista que não houve análise da concentração de sulfato no sistema.

Após passagem pelo tanque séptico, a concentração de sulfetos diminuiu. A Figura 22 apresenta o pH, as concentrações de DQO e sulfetos nos três pontos analisados no sistema.



**Figura 22:** Valores de pH, DQO e sulfetos ao longo do sistema de tratamento no dia 26/09/2007.

De acordo com Jordão *et al.* (2005), os sulfatos presentes nos esgotos domésticos são reduzidos a sulfetos nos digestores, podendo influir negativamente no processo da digestão biológica se a concentração de sulfetos atingir 200 mg/L. Mas, em concentrações entre 50 e 100 mg/L, os sulfetos são bem tolerados, e podem reagir com

íons de metais pesados solúveis, para formar um precipitado que é praticamente insolúvel em pH próximo do neutro.

Cybis *et al.* (2002) relatam o estudo de toxicidade dos processos biológicos em sistemas aeróbios de pós-tratamento de efluente anaeróbio, devido à presença de sulfeto neste efluente. Para comprovar a ação tóxica específica do sulfeto nos processos biológicos, os autores realizaram testes respirométricos em batelada. Os resultados destes testes demonstraram que o sulfeto interfere na cinética dos processos biológicos, causando uma diminuição das taxas de consumo de oxigênio das bactérias aeróbias.

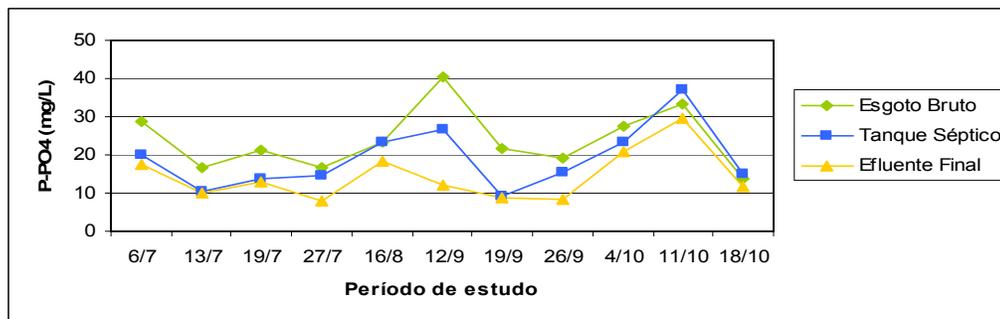
Sendo assim, os valores encontrados para as concentrações de sulfetos nas amostras de esgoto bruto e após a passagem pelo tanque séptico apresentam-se elevadas, podendo ocasionar problemas no sistema de pós-tratamento.

### → Remoção de fósforo

O ortofosfato é a forma em que o fósforo encontra-se disponível aos organismos na água, sendo indispensável ao crescimento das algas. De acordo com Loures *et al.* (2006), em um efluente orgânico bem-estabilizado submetido a tratamento secundário, o ortofosfato é a forma predominante do fósforo, que pode ser removido por processos de precipitação química ou absorvido por plantas e microrganismos.

Apesar de Chernicharo *et al.* (2001), mostrarem em diversos experimentos que a remoção de fósforo em sistemas biológicos compostos por câmara anaeróbia seguida por câmara aeróbia apresenta resultados satisfatórios em relação à concentração de fósforo total no efluente final, no sistema em estudo obteve-se eficiência de remoção baixa, com altas concentrações de fosfato no efluente final (Figura 23).

Pesquisas apresentadas pelo mesmo autor fornecem concentrações inferiores a 1 mg/L (com fósforo solúvel inferior a 0,2 mg/L), quando se tem no afluente a esse sistema uma relação de  $P/DQO < 0,03$ . Utilizando-se os valores médios obtidos durante o estudo, tem-se uma relação de 0,11 e 0,09, para as Fases 1 e 2, respectivamente, na entrada do pós-tratamento. Ou seja, o biofiltro operou com uma relação bem superior à utilizada normalmente.



**Figura 23:** Concentrações de fosfato ao longo do período de monitoramento do sistema.

A eficiência na remoção de fósforo foi baixa no sistema. A Tabela 10 apresenta a eficiência média total do tratamento, assim como na etapa anaeróbia e aeróbia separadamente.

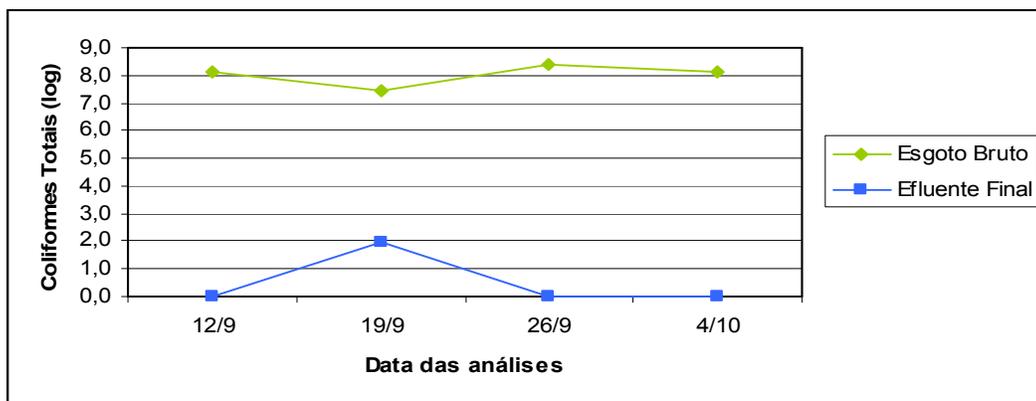
**Tabela 10:** Eficiência média da remoção do fosfato no sistema.

Fase	P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L)			Eficiência (%)		
	Bruto	Tanque	Final	Tanque	Pós-tratamento	Total
1	21	15	12	29	20	43
2	26	21	16	19	24	38

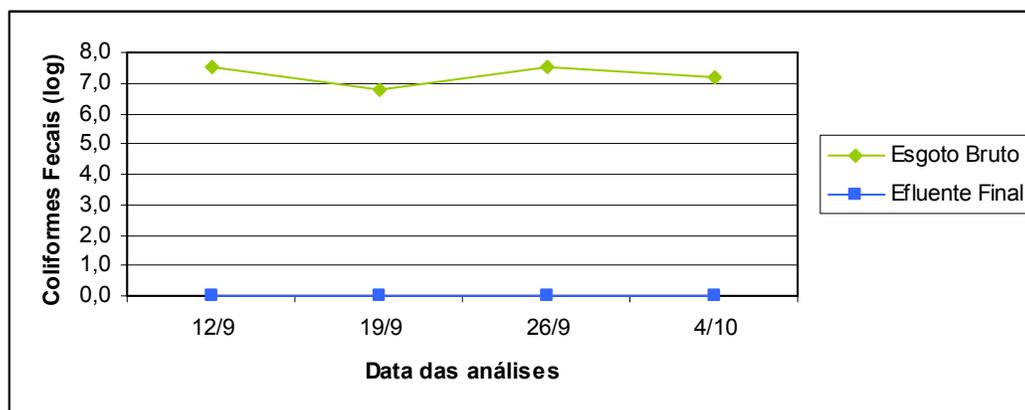
→ **Coliformes totais e fecais**

A remoção de organismos patogênicos só pôde ser verificada na Fase 2 do estudo, pois anteriormente não havia reagentes para este tipo de análise. Outro agravante foi que durante a Fase 1 a câmara de desinfecção do sistema estava funcionando com lâmpadas UV, sendo que estas precisavam ser trocadas constantemente, devido ao seu mau funcionamento.

As Figuras 24 e 25 apresentam as concentrações de coliformes totais e fecais, respectivamente, durante um mês de monitoramento do sistema.



**Figura 24:** Concentração de coliformes totais no esgoto bruto e no efluente final.



**Figura 25:** Concentração de coliformes fecais no esgoto bruto e no efluente final.

As pastilhas de cloro apresentaram-se como excelente alternativa para a remoção de microrganismos potencialmente causadores de doença ao homem. A concentração de coliformes totais e fecais no esgoto bruto era elevada, entretanto, após o tratamento, chegaram a valores nulos, havendo remoção de 100%.

#### → Oxigênio dissolvido e temperatura

O oxigênio dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbios. Já a temperatura, quando elevada, aumenta a taxa das reações físicas, químicas e biológicas; diminui a solubilidade dos gases e aumenta sua taxa de transferência (VON SPERLING, 2005).

Além dos parâmetros descritos anteriormente, em campo, mediu-se a concentração de OD e a temperatura no biofiltro aerado submerso antes de coletar as amostras para posterior análises laboratoriais. A Tabela 11 apresenta os valores de OD e temperatura ao longo do período de estudo.

**Tabela 11:** Concentração de OD e temperatura no biofiltro aerado submerso.

Data	OD (mg/L)	Temperatura (°C)
6/7	3,5	20,7
13/7	5,0	17,5
27/7	3,6	13,8
16/8	3,7	20,0
19/9	2,7	21,8
26/9	2,6	18,5
4/10	1,5	22,0
18/10	3,6	21,8

A velocidade da nitrificação é influenciada pela temperatura, sendo que esta é capaz de interferir na cinética das reações. O processo de nitrificação ocorre numa larga faixa de 4° a 45° C, no entanto, a temperatura ótima para *Nitrosomonas* é igual a 35° C, e para *Nitrobacter* é na faixa de 35° a 42° C (FERREIRA, 2000).

Durante o período de monitoramento do sistema, o biofiltro operou com temperatura média de 19,5 °C, possuindo máxima de 22,0°C e mínima de 13,8°C. O oxigênio dissolvido ficou em torno de 3,3 mg/L, com máxima de 5,0 mg/L e mínima de 1,5 mg/L.

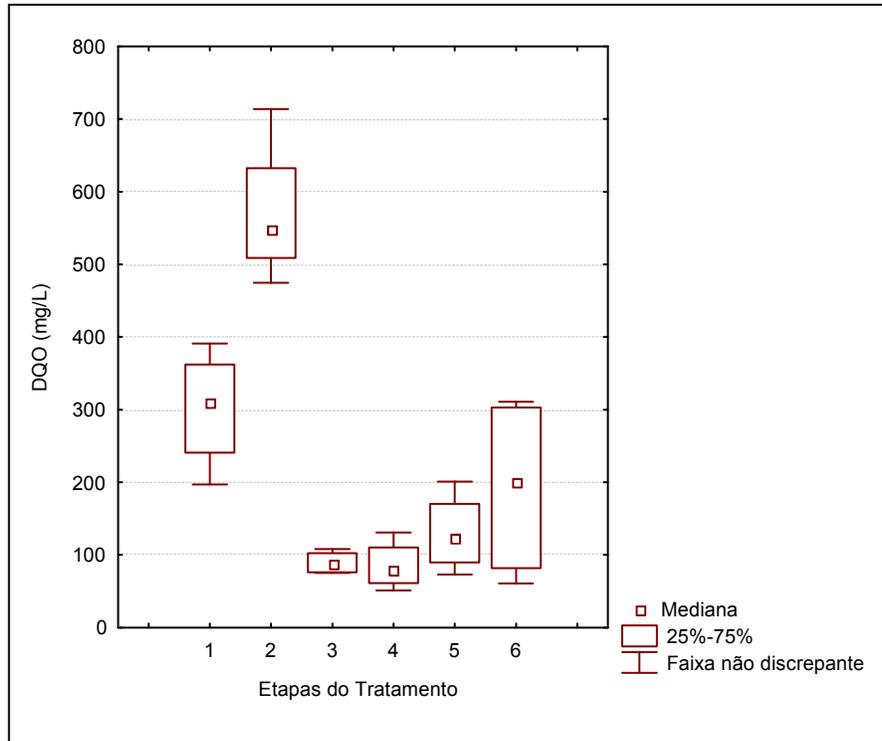
## 5.2 Análise de Variância

Como o sistema trabalhou em duas fases distintas, verificou-se a existência de diferenças entre as respostas médias de cada fase. Neste caso, o procedimento adotado para inferir se tais diferenças realmente existem foi a Análise de Variância (ANOVA).

A análise estatística foi realizada para os seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio total (DQO<sub>t</sub>), sólidos suspensos (SS), amônia (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e fosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). Entretanto, para melhor visualização, antes de iniciar a ANOVA construiu-se o diagrama de caixas (*boxplot*) de cada parâmetro.

Para saber se houve alguma mudança significativa nos resultados com a mudança da recirculação do lodo proveniente da câmara de sedimentação foi preciso levar-se em consideração as características do esgoto bruto, haja vista que na Fase 2 foi retirada a proteção que retinha boa parte dos sólidos. Assim, a Análise de Variância foi realizada para o esgoto bruto, após sua passagem pelo tanque séptico e o efluente final, objetivando a identificação de diferença significativa no tratamento entre a operação do tanque séptico com e sem recirculação e, do mesmo modo para a unidade de pós-tratamento.

A Figura 26 apresenta as concentrações de DQO total do esgoto bruto e no sistema de tratamento empregado durante as Fases 1 e 2. Para este parâmetro, assim como para os demais, utilizaram-se apenas quatro resultados de cada fase, haja vista que a Fase 1 durou apenas um mês e as análises eram realizadas semanalmente.

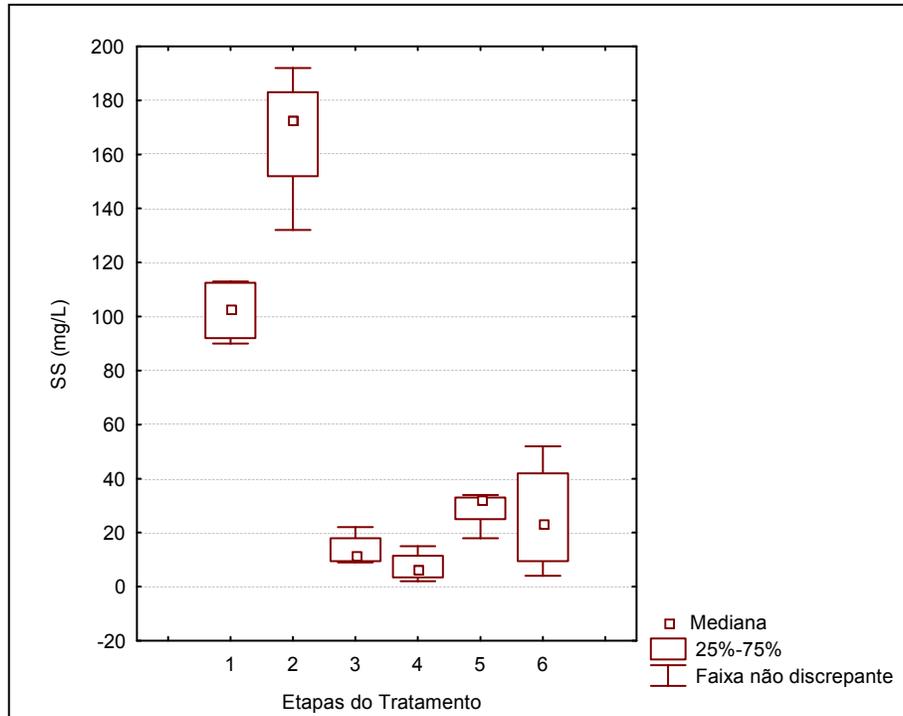


**Figura 26:** Concentrações de DQO nas Fases 1 e 2 de operação do sistema.

Os valores apresentados no *eixo y* do gráfico correspondem às concentrações de DQO total nas amostras. Os números no *eixo x* representam o esgoto bruto (1 e 2), após sua passagem pelo tanque séptico (3 e 4) e o efluente final (5 e 6). O primeiro número de cada etapa corresponde à Fase 1 e, o segundo, à Fase 2.

Observa-se que apesar da significativa diferença entre a concentração de DQO no esgoto bruto, as unidades de tratamento não apresentaram diferenças significativas entre suas eficiências quando operadas com e sem recirculação de lodo.

Outro parâmetro que se destaca com a mudança das fases são os sólidos suspensos. Na Figura 27 encontram-se os valores obtidos para este parâmetro através das análises laboratoriais.

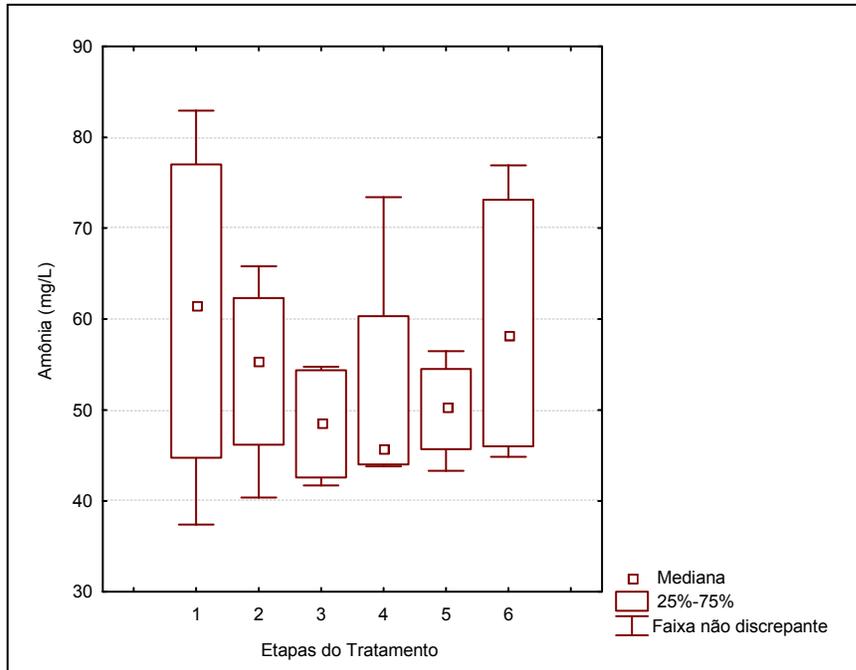


**Figura 27:** Concentrações de SS nas Fases 1 e 2 de operação do sistema.

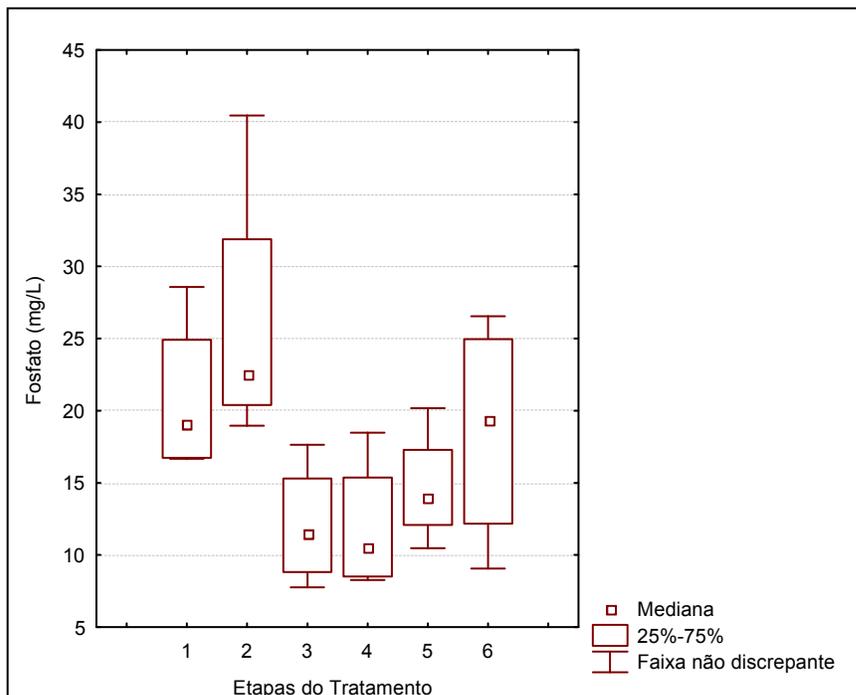
No gráfico de sólidos suspensos, assim como para os próximos gráficos, a seqüência de números no *eixo x* segue a mesma ordem do gráfico de DQO, explicado anteriormente.

Assim como para os valores de DQO, houve diferença significativa nos valores de SS no esgoto bruto, mas o mesmo não ocorreu no tratamento anaeróbio (tanque séptico) e no pós-tratamento (biofiltro aerado submerso).

As Figuras 28 e 29 apresentam, respectivamente, os gráficos de amônia e fosfato. Nestes dois parâmetros nota-se que não há diferença significativa entre as duas fases, tanto no esgoto bruto, quanto no efluente das unidades de tratamento.



**Figura 28:** Concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  nas Fases 1 e 2 de operação do sistema.



**Figura 29:** Concentrações de  $\text{P-PO}_4^{-3}$  nas Fases 1 e 2 de operação do sistema.

Os resultados de todos os parâmetros analisados estatisticamente mostraram que não há diferença significativa, tanto no tanque séptico, quanto na unidade de pós-tratamento,

quando operados com e sem recirculação de lodo. Neste tipo de análise considera-se nível de significância (p) de 0,05 (5%) para que haja diferença. A Tabela 12 apresenta os resultados de *p* para cada parâmetro analisado nas amostras.

**Tabela 12:** Resultado da ANOVA nas Fases 1 e 2 do sistema de tratamento.

Parâmetros	Efluente	p
DQO	Esgoto Bruto	<b>0,0062</b>
	Tanque Séptico	0,86
	Final	0,41
SS	Esgoto Bruto	<b>0,0035</b>
	Tanque Séptico	0,17
	Final	0,78
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Esgoto Bruto	0,58
	Tanque Séptico	0,67
	Final	0,31
P-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Esgoto Bruto	0,38
	Tanque Séptico	0,97
	Final	0,42

### 5.3 Análise Microscópica

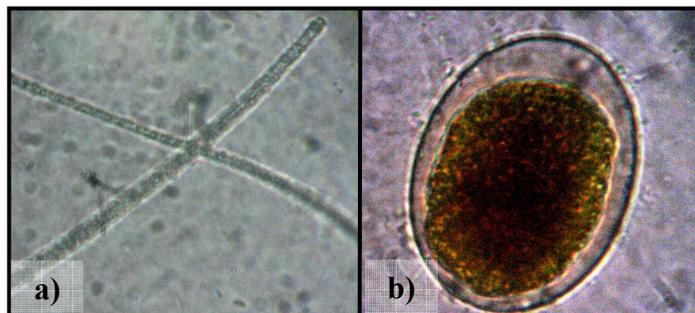
O sistema de tratamento de esgotos domésticos em estudo foi composto por depuração biológica, ou seja, a estabilização dos compostos orgânicos foi promovida por atividade de microrganismos aeróbios e anaeróbios. Além das bactérias, responsáveis diretas por essa estabilização, existem outros organismos, como protozoários, fungos, algas e vermes.

Neste contexto, a identificação desses organismos, com o objetivo de evidenciar sua função em cada etapa do processo de tratamento, constitui uma importante atividade na pesquisa.

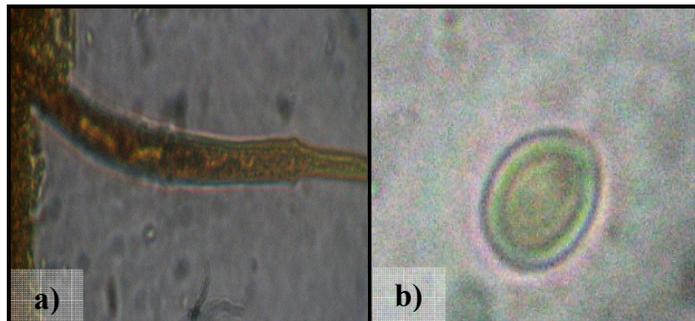
No esgoto bruto encontraram-se várias bactérias livres, nematóide, *Aspdisca sp.*, *Chlorella sp.*, *Espirogira sp.* e Ovo de *Ancylostoma sp.*. No efluente final apenas observaram-se algumas bactérias livres. No efluente do tanque séptico foram encontradas bactérias livres e filamentosas. O biofilme aderido nos eletrodutos do biofiltro aerado submersos apresentava flocos dispersos, desagregados, com muitas bactérias filamentosas, assim como *Aspidisca sp.*, *Beggiatoa sp.*, *Espirogira sp.*

As Figuras 30 e 31 apresentam alguns dos microrganismos encontrados nos efluentes descritos acima. As fotos foram capturadas através do microscópio ótico com auxílio da máquina fotográfica comum.

A determinação dos organismos foi realizada com o auxílio de microscópio óptico (Olympus®, modelo BX-40). Utilizou-se um aumento de 400 vezes (Figura 24 (a)) e, em óleo de imersão, de 1000 vezes (Figura 24 (b) e Figura 25 (a) e (b)).



**Figura 30:** *Beggiatoa sp.* (a), Ovo de *Ancylostoma sp.* (b).



**Figura 31:** Nematóide (a), *Chlorella sp.* (b).

A *Beggiatoa sp.*, encontrada no biofilme, é uma bactéria sulfurosa, oxidante de  $H_2S$ . A *Chlorella sp.* apresenta-se sob forma de células isoladas, sendo uma alga dotada de movimentos. Os nematóides são vermes alongados, com extremidades pontiagudas, parasitas de vegetais e animais, invertebrados ou vertebrados. Seus ovos, como o ovo de *Ancylostoma sp.*, possuem envoltórios muito espessos e resistentes, podendo ser facilmente reconhecidos. Nas águas residuárias podem ser encontrados, em grande número, ovos de nematóides parasitas do homem, os quais resistem, vivos, aos processos de tratamento, inclusive à digestão e secagem comum do lodo (BRANCO, 1978).

#### 5.4 Legislação Brasileira

A Resolução CONAMA 357/2005 apresenta as seguintes condições para o lançamento de efluentes:

- pH entre 5 e 9;

- temperatura inferior a 40°C, sendo que sua variação no corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura;
- ausência de materiais flutuantes;
- concentração de nitrogênio amoniacal total máxima de 20 mg/L;
- concentração máxima de sulfeto de 1,0 mg/L.

O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor.

O decreto nº 14.250/81 estabelece  $DBO_{5,20}$  no máximo de 60 mg/L, podendo ser este valor ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de água residuárias que reduza a carga poluidora em termos de  $DBO_{5,20}$  do despejo em no mínimo 80%.

O sistema proporcionou efluente final com pH e temperatura de acordo com a legislação, entretanto, as concentrações de nitrogênio amoniacal e sulfetos apresentaram-se muito superiores. A eficiência média de remoção de  $DBO_{5,20}$  foi de 67%, com valor final superior a 60 mg/L.

## 6 CONCLUSÕES

Ao longo dos três meses de monitoramento dos parâmetros de qualidade do esgoto bruto e dos efluentes das unidades de tratamento observou-se que a unidade complementar do tratamento anaeróbio, o biofiltro aerado submerso, apesar de satisfatória concentração de oxigênio dissolvido no meio e, cargas orgânicas aplicadas de acordo com outros estudos, não operou satisfatoriamente.

Os principais parâmetros de dimensionamento dos biofiltros aerados submersos são a taxa de aplicação superficial ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ) e a carga orgânica volumétrica ( $\text{kgDBO}/\text{m}^3.\text{dia}$  ou  $\text{kgDQO}/\text{m}^3.\text{dia}$ ). A falta de análise da parcela recirculada apresentou-se como um fator limitante para a compreensão da capacidade do biofiltro como pós-tratamento de tanques sépticos. Como nas duas fases em que o estudo foi dividido não foram realizadas análises referentes ao efluente recirculado, não foi possível verificar e controlar a sua interferência no sistema, assim como sua respectiva parcela de carga aplicada.

Outro fator limitante da pesquisa foi a retirada do reservatório superior, na Fase 2, haja vista que o cenário ideal do experimento foi alterado, sendo a qualidade do esgoto bruto modificada, dificultando assim, a comparação entre as duas fases.

Neste trabalho não foi dimensionado lavagem do biofiltro. Entretanto, a superfície específica do meio filtrante utilizado foi alta, sendo da ordem de  $3.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , a qual favorece a colmatação do filtro. A lavagem periódica do meio filtrante teria por objetivo controlar a colmatação progressiva do leito pelo crescimento do biofilme (microrganismos e sólidos suspensos retidos) e, conseqüentemente a perda de carga hidráulica no meio granular.

O tanque séptico, apesar de possuir dimensões reduzidas em relação àquelas calculadas através das equações fornecidas pela NBR 7729, apresentou eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos superior à citada em diversas bibliografias.

As análises estatísticas mostraram que a utilização de lodo ativado em ambas as unidades em estudo não faz-se necessária. Apesar de o tratamento e as eficiências não terem apresentado diferenças significativas quando operados com e sem recirculação, neste trabalho foi realizada apenas uma análise inicial e com poucos dados. Resultados diferentes podem aparecer quando a operação do sistema ocorrer de forma contínua, sem interrupções na alimentação e mudanças em sua configuração, por um período maior de estudo, haja vista que houve diversos problemas operacionais durante o estudo.

Um dos problemas mais graves no sistema local de tratamento de esgotos domésticos é a ausência de operação cuidadosa por parte dos responsáveis. Outro problema é a grande amplitude de vazão e de suas características, tornando a operação um tanto instável e, por conseguinte, a qualidade do efluente tratado. O sistema apresentado neste trabalho possui elevado custo em relação aos seus concorrentes usualmente utilizados em residências. Esse sistema, aliado à excepcional qualidade de

equipamentos, deveria estar, praticamente, livre de preocupações quanto à operação e manutenção para se tornar viável técnica e economicamente.

Pela complexidade das tecnologias empregadas, a eficiência total em termos de remoção de matéria orgânica e nutrientes esperada era superior à encontrada. Já os organismos patogênicos foram removidos com sucesso, sendo a eficiência do tratamento para este parâmetro de 100%.

A maior parte do estudo foi destinado à concepção do sistema de tratamento local de esgotos domésticos, de fácil operação e manutenção. O estudo buscou apresentar condições ideais de tratamento e operacionalidade do sistema, o que ocasionou diversas modificações e interrupções, impossibilitando sua estabilidade e uma análise mais profunda sobre as tecnologias empregadas.

Os resultados obtidos no experimento permitem concluir que o biofiltro aerado submerso, ao longo do período em que foi monitorado, não possuiu, do ponto de vista técnico e operacional, condições para promover o tratamento complementar de efluente de tanque séptico com a eficiência requerida para atender aos padrões de emissão definidos na legislação ambiental brasileira.

## 7 RECOMENDAÇÕES

A estação compacta em estudo foi destinada ao tratamento local de esgotos, assim recomenda-se que a pesquisa seja realizada com operação numa residência, ao invés de receber o esgoto bombeado pela estação elevatória da rede coletora da CASAN, o qual sofre significativa interferência de infiltrações.

Em relação às tecnologias aplicadas no sistema de tratamento, recomenda-se:

- Analisar, numa primeira etapa, o sistema sem recirculação em ambas as unidades de tratamento;
- Deixar o sistema operar sem dispositivo de retenção de sólidos na entrada, uma vez que nas residências, os moradores não estarão realizando manutenção constante e destinação final adequada;
- Avaliar a concentração de oxigênio dissolvido no biofiltro aerado submerso ao longo do dia e em pontos diferentes;
- Realizar testes respirométricos no biofiltro aerado submerso;
- Verificar a viabilidade econômica da utilização de pastilhas de cloro na desinfecção do efluente tratado;
- Adicionar dispositivo de lavagem por contra-corrente no biofiltro, a ser acionado quando houver diminuição na qualidade do efluente.

Para as análises laboratoriais, recomenda-se realizar análises de sulfatos, residual de cloro, DQO e/ou DBO solúvel e, coletar o efluente de cada câmara do sistema, principalmente do biofiltro, uma vez que este não exerceu sua função no tratamento.

Mais análises de sulfetos devem ser realizadas, a fim de se verificar o efeito inibitório nas bactérias nitrificantes. Caso as concentrações continuem altas, algumas medidas podem ser tomadas, como a elevação do pH (acima de 8), a fim de que a dissociação do  $H_2S$  na fase líquida favoreça a formação da espécie  $HS^-$ ; diluição do afluente, objetivando a redução da concentração de sulfetos; precipitação dos sulfetos, através da utilização de sais de ferro; e/ou o aumento da relação  $DQO/SO_4^{2-}$ , de forma a favorecer a liberação de  $H_2S$  da fase líquida para a gasosa.

Caso continue havendo recirculação de lodo no sistema, recomenda-se que sua vazão seja calculada de acordo com as características do lodo formado na câmara de sedimentação. Sendo assim, análises quantitativas e qualitativas precisam ser realizadas.

Por fim, recomenda-se o funcionamento contínuo do sistema de tratamento e a realização de mais estudos, principalmente na unidade de pós-tratamento, durante um período maior do que o apresentado neste trabalho, equivalendo, pelo menos ao previsto para o intervalo de limpeza do sistema.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT. **Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário** – NBR 9648. 1989.
- ABNT. **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos** – NBR 7229. 1993.
- ABNT. **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação** – NBR 13969. 1997.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods of Examination for Water and Wastewater**. 20<sup>th</sup> ed. APHA-AWWA-WEF. New York, 1998.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2ª Edição. Porto Alegre: Artmed- Ed. Bookman, 2002.
- BARROS, R.T. de V. *et alii*. **Saneamento**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221p. (Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios, 2).
- BRANCO, S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 2ª ed. CETESB. 1978.
- BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Organização do texto: Juarez de Oliveira. 4. ed. São Paulo: Saraiva, 1990. 168 p. (Série Legislação Brasileira).
- CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte-MG, 544 p. Projeto PROSAB, 2001.
- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Reatores anaeróbios**. Vol. 5. Belo Horizonte, UFMG, 1997.
- CHEN, S.L.; LI, F.; QIAO, Y.; YANG, H.G.; DING, F.X. **Integrated airlift bioreactor system for on-site small wastewater treatment**. Water Science & Technology, vol. 51 nº 10, pp 75-83, IWA Publishing, 2006.
- CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução 357/05**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acessado no dia 16 de junho de 2007.
- CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução 274/00**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acessado no dia 16 de junho de 2007.

CYBIS, L.F.; PICKBRENNER, K.; ARIMA, G.A. **Inibição de Processos Aeróbios por Sulfetos**. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental. Cancun, México, 27 a 31 de outubro, 2002.

FERREIRA, E. S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Porto Alegre, 2000.

GONÇALVES, R.F. (coordenador). Consumo de água. **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 352 p. Projeto PROSAB, 2006.

GOVERNO DE SANTA CATARINA. **Decreto nº 14.250, de 5 de junho de 1981**. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/pesquisa/PesquisaDocumentos.asp>. Acessado no dia 16 de junho de 2007.

HO, G. **Technology for sustainability: the role of onsite, small and community scale technology**. Water Science & Technology, vol. 51 nº 10, pp 15-20, IWA Publishing, 2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>. Acessado no dia 12 de junho de 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4º ed. Rio de Janeiro-RJ. 932 p. 2005.

KAMIYAMA, H. **Pós-tratamento do Efluente do Tanque Séptico no Norma brasileira – As Novas Propostas**. Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 17, Natal, 1993. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. 1993.

LOURES, A.P.S.; SOARES, A.A.; MATOS, A.T.; CECOM, P.R.; PEREIRA, O.G. **Remoção de Fósforo em Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico, por escoamento Superficial**. Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Vol. 10, n.3. Campina Grande, jul/set 2006.

METCALF and EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. Mc Graw Hill, 4th Edition, 2003.

MEYER, S.T. **O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Thihalometanos e os Riscos Potenciais á Saúde Pública**. Cadernos de Saúde Pública. Vol. 10, n.1. Rio de Janeiro, jan/mar 1994.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Disponível em <http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>. Acessado no dia 16 de junho de 2007.

NAKAJIMA, J.; TANAKA, R. **Effectiveness of Flow Stabilization in Small Scale Wastewater Treatment Facilities**. Water Science & Technology, vol. 51 n° 11, pp 167-181, IWA Publishing, 2006.

NETTO, A. et al. **Manual de Hidráulica**. Editora Edgard Bluncher. 8ª ed. 1998.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 4ª edição revista e ampliada. Gráfica Editora J. Andrade. Aracaju-SE. 298 p. 2004.

OMS – Organização Mundial da Saúde. **Pollution and Health**. Genebra, 1986.

RYHINER, G. , BIROU, B. and GROS, H. **The use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment**. Water Science & Technology, vol. 267, pp 23-31, IWA Publishing, 1992.

SANTOS, M.L.F. (coordenadora). Esgoto. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 427 p. Projeto PROSAB, 2006.

TEIXEIRA, J.C.; PUNGIRUM, M.E.M.C. **Análise da associação entre saneamento e saúde nos países da América Latina e do Caribe, empregando dados secundários do banco de dados da Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS**. Revista Brasileira de Epidemiologia, vol. 8, n.4, São Paulo, dez. 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, 3ª edição, Belo Horizonte, UFMG, 452 p. 2005.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2ª edição ampliada. 428 p. 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos**. Vol. 2 Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 6ª impressão 211p. 2006.