UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO E REÚSO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

ANDRÉA BOGATTI GUIMARÃES TOMAZELA

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Irrigação e Drenagem)

BOTUCATU-SP
Março – 2006

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO E REÚSO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

ANDRÉA BOGATTI GUIMARÃES TOMAZELA

Orientador: Prof. Dr. **RAIMUNDO LEITE CRUZ**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Irrigação e Drenagem)

BOTUCATU-SP
Março - 2006

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO – SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Tomazela, Andréa Bogatti Guimarães, 1976-
T655a Avaliação de sistemas de tratamento e reúso de esgoto sanitário para fins de irrigação / Andréa Bogatti Guimarães Tomazela . – Botucatu : [s.n.], 2006.
vii, 103 f. : il., color., gráfs, tabs.

Tese (doutorado)- Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2006
Orientador: Raimundo Leite Cruz
Inclui bibliografia.

1. Irrigação agrícola . 2. Água - Qualidade. 3. Águas residuais de irrigação. 4. Águas residuais de estações de eliminação. 5. Água de irrigação. I. Cruz, Raimundo Leite. II. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: **"AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO E REÚSO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA FINS DE IRRIGAÇÃO"**

ALUNA: ANDRÉA BOGATTI GUIMARÃES TOMAZELA

ORIENTADOR: PROF. DR. RAIMUNDO LEITE CRUZ

Aprovado pela Comissão Examinadora

PROF. DR. RAIMUNDO LEITE CRUZ

PROFª DRª CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

PROF. DR. HÉLIO GRASSI FILHO

PROF. DR. MARCELO ZAIAT

PROF. DR. GUILHERME AUGUSTO BISCARO

Data da Realização: 03 de março de 2006.

A força vital,

o carinho maior

e o amor mais profundo

que sempre recebi

de toda minha família foram

a motivação para mais esta conquista!

Ofereço

a Deus,

a meus pais Adalberto e Maria Luiza

e a meu marido Mário Sérgio

sempre presentes em todas as minhas decisões

AGRADECIMENTOS

- Ao Prof. Dr. Raimundo Leite Cruz pela valiosa amizade e orientação segura que muito auxiliaram para minha formação profissional.
- Ao Prof. Dr. Marcelo Zaiat, pela co-orientação, dedicação e empenho pessoal, que muito valorizaram meu trabalho.
- Aos professores Dr[a]. Célia Regina Lopes Zimback, Dr. Hélio Grassi Filho e Dr. Guilherme Augusto Biscaro pelas sugestões que muito contribuíram para a melhor apresentação dos dados deste trabalho.
- Aos professores Dr. Paulo Rodolfo Leopoldo “in memorian” e Dr[a]. Maria de Lourdes Conte pela amizade e por acompanharem toda a minha carreira científica desde o início, dando verdadeiros exemplos de profissionalismo através de suas orientações em meus trabalhos científicos.
- A Prof. Dr[a]. Regina Helena Garcia Martins, otorrinolaringologista da Faculdade de Medicina/ UNESP- Botucatu- SP por todo o seu empenho, amizade, profissionalismo para a melhoria e aperfeiçoamento da minha fala, tornando-a mais firme, sem falhas. A minha voz é meu instrumento de trabalho e meu motivo de maior auto-estima.
- A Dr[a]. Marisa Portes Fioravanti, fonoaudióloga da Faculdade de Medicina/ UNESP- Botucatu- SP por também contribuir para a melhoria da minha voz. Seu profissionalismo, dedicação, amizade e confiança fizeram com que eu tivesse a certeza de que realmente eu iria atingir os meus objetivos de ter uma voz que, atualmente, eu considero perfeita para execução do meu trabalho.
- A CAPES pelo apoio científico e financeiro que possibilitou a realização deste trabalho.

- A Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agronômicas, Câmpus de Botucatu pela possibilidade de realização do curso de pós-graduação.
- Aos amigos Marcelo D. Chamma Lopes, Carlos Jesus Baca Garcia, Lilian Aparecida Arantes Mattos, Gláucia de Mello, Ana Maria Morato Fávero de Fravet, companheiros de jornada.
- A Ivana Fúrio Batista pela sincera amizade, incentivo, profissionalismo e competência na execução de trabalhos relacionados com a tese e com as disciplinas do curso de pós-graduação.
- Aos funcionários Pedro Alves, Maury Torres da Silva, Sílvio Sabatini Scolastici, Aparecido Agostinho de Arruda, Gilberto Winckler, José Carlos Soares, Carmo Fioravante, Clemente Campos, Adalberto Francisco dos Santos, pelo apoio na execução deste trabalho.
- A todos os docentes e funcionários do Departamento de Engenharia Rural e do Setor de Manutenção da Fazenda Experimental Lageado pela atenção, amizade, incentivo e auxilio no desenvolvimento do trabalho.
- As funcionárias da Seção de Pós-Graduação pela amizade e profissionalismo.
- A todos aqueles que com amizade e incentivo contribuíram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Página

1 RESUMO..... 1
2 SUMMARY 3
3 INTRODUÇÃO 5
4 REVISÃO DE LITERATURA 7
4.1 Preservação e uso racional da água 7
4.2 Principais métodos de tratamento de esgoto sanitário em áreas rurais 10
4.3 Reúso de águas residuárias na agricultura para fins de irrigação 17
5 MATERIAL E MÉTODOS 22
5.1 Localização da área experimental..... 22
5.2 Características gerais do projeto e esquematização dos pontos de amostragem 23
5.2.1 Sistema 1 - Sistema fitológico..... 23
5.2.2 Sistema 2 - Filtros anaeróbios combinados com sistema fito-pedológico 25
5.2.3 Sistema 3 - Reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs) combinado com sistema fito-pedológico 25
5.3 Nomenclatura utilizada para identificação dos pontos de amostragem nos sistemas de tratamento 28
5.4 Dimensionamento das unidades dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário 30
5.4.1 Tanque de sedimentação 30
5.4.2 Sistemas fitológico e fito-pedológico 33
5.4.2.1 Condutividade hidráulica saturada 36
5.4.2.2 Porosidade total e índice de vazios 37
5.4.3 Filtros anaeróbios 40
5.4.4 Reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs) 42
5.5 Procedimentos de análise da qualidade da água 46
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO 48
6.1 Caracterização do afluente 48
6.2 Variáveis de dimensionamento dos sistemas de tratamento 51

Página

6.2.1 Resultados da estimativa dos índices físicos dos leitos filtrantes dos sistemas fitológico e fito-pedológico 51
6.2.2 Valores dos parâmetros de dimensionamento dos sistemas de tratamento 54
6.3. Desempenho dos sistemas de tratamento..... 58
6.4 Qualidade da água recém tratada para irrigação..... 83
6.5 Considerações finais..... 89
6.5.1 Importância da determinação dos índices físicos de condutividade hidráulica saturada e porosidade 89
6.5.2 Análise do desempenho dos sistemas de tratamento 89
6.5.3 Viabilidade de reúso da água tratada pelas unidades de melhor desempenho nos sistemas de tratamento S1, S2 e S3 90
7 CONCLUSÕES 91
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 93

1 RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar sistemas de tratamento de águas residuárias em áreas rurais, a fim de obter água com qualidade de reúso para irrigação. Os sistemas de tratamento foram montados na Fazenda Experimental Lageado localizada nas coordenadas 22^{o} 55' S e 48^{o} 26' W Gr, em Botucatu - SP/ Brasil. O primeiro sistema S1 envolveu tanque de sedimentação e sistema fitológico. O sistema S2 apresentou tanque de sedimentação, filtros anaeróbios e sistema fito-pedológico e o sistema S3 abrangeu tanque de sedimentação, reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e sistema fito-pedológico. No sistema fitológico S1, o índice de vazios da pedra britada foi de 0,456 e a vazão foi de 35,50$\pm$ 4,62 L h^{-1} a um tempo de detenção hidráulica de 13,2$\pm$ 1,92 h. A condutividade hidráulica saturada (Ks), volume de passagem (Vp) e porosidade nos leitos filtrantes do sistema fito-pedológico S2, que apresentavam ou não as camadas de areia grossa, foram, respectivamente de 7,0521 m h^{-1}; 12,41 m^{3} h^{-1} e 0,46; a vazão de 43,05$\pm$3,41 L h^{-1} foi maior que a vazão de saída de 24,27$\pm$5,38 L h^{-1}. Nas estruturas que compunham o sistema fito-pedológico S3, os resultados dos índices físicos foram de 7,0521 m h^{-1} (Ks), 7,26 m^{3} h^{-1} (Vp) e 0,46 (porosidade); os valores da vazão e do tempo de detenção hidráulica foram de respectivamente 5,26 L h^{-1}; 44 h e 3,01 L h^{-1} e 76 h. Como bons parâmetros de desempenho e estabilidade dos sistemas de tratamento, os valores do pH apresentaram-se numa faixa adequada para o processo de digestão anaeróbia variando de 5,94 até 7,43, os da DQO, sólidos

em suspensão e P total sofreram reduções de até 90,5%; 87% e 72,7%, respectivamente e os do NTK apresentaram tendência de aumento de até 23,8%, na maioria das unidades de tratamento. A areia grossa não influiu nos valores da condutividade hidráulica saturada e nem na porosidade do leito do sistema, mas interferiu no desempenho da unidade de tratamento do sistema fito-pedológico. A espécie *Juncus sellovianus* destacou-se quanto ao melhor desempenho no tratamento da água residuária. A água tratada em todas as unidades selecionadas quanto ao melhor desempenho é recomendada para reúso em sistemas de irrigação localizada, desde que haja desinfecção para eliminação de agentes patogênicos. Os sistemas fito-pedológicos sem leito vegetado são mais viáveis em projetos de irrigação envolvendo águas residuárias.

Palavras- chave: esgoto sanitário, água de reúso, irrigação localizada, agricultura irrigada, água de irrigação.

2 SUMMARY

EVALUATION OF TREATMENT SYSTEMS AND WASTEWATER REUSE FOR IRRIGATION. Botucatu, 2006, 103p. Tese (Tese em Agronomia/ Área de Concentração em Irrigação e Drenagem) Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: ANDRÉA BOGATTI GUIMARÃES TOMAZELA

Advisor: RAIMUNDO LEITE CRUZ

The present work had as objective evaluates wastewater treatment systems in rural areas, in order to obtain water with quality for reuse in irrigation. The wastewater treatment systems were mounted in Experimental Farm located in the coordinates 22^{o} 55' S and 48^{o} 26' W Gr, in Botucatu - SP / Brazil. The first system S1 involved sedimentation tank and fitologic system. The system S2 presented sedimentation tank, anaerobic filters and fito-pedologic system and the system S3 included sedimentation tank, horizontal anaerobic immobilized biomass reactors and fito-pedologic system. In the fitologic system S1, the emptiness index of the broken stone was of 0,456 and the flow was from 35,50$\pm$ 4,62 L h^{-1} to a time of hydraulic detention of 13,2$\pm$ 1,92 h. The saturated hydraulic conductivity (Ks), passage volum (Vp) and porosith in the filtering bed of fito-pedologic system S2, that presented or no the layers of thick sand, were, respectively of 7,0521 m h^{-1};

12,41 m^3 h^{-1} and 0,46; the flow of 43,05+3,41 L h^{-1} was larger than the flow of exit of 24,27+5,38 L h^{-1}. In the structures that composed the fito-pedologic system S3, the results of the physical indexes were of 7,0521 m h^{-1} (Ks), 7,26 m^3 h^{-1} (Vp) and 0,46 (porosith); the values of the flow and of the time of hydraulic detention were of respectively 5,26 L h^{-1}; 44 h and 3,01 L h^{-1}; 76 h. As good acting parameters and stability of the treatment systems, the values of the pH came in an appropriate strip for the anaerobic digestion process varying from 5,94 to 7,43, the one of DQO, suspension solids and P total suffered reductions of up to 90,5%; 87% and 72,7%, respectively and the one of NTK presented increase tendency of up to 23,8%, in most of the treatment units. The thick sand didn't influence on the saturated hydraulic conductivity values and neither in the bed porosith system, but it interfered in the acting of the fito-pedologic unit treatment system. The *Juncus sellovianus* species stood out as for the best acting in the wastewater treatment. The water treated in all of the selected units as for the best acting it is recommended for reuse in drip irrigation systems, since there is disinfection for elimination of pathogenic agents. The fito-pedologic systems without vegetated bed are viable in irrigation projects involving wastewater.

Keywords: wastewater, water reuse, drip irrigation, irrigated agriculture, water irrigation.

3 INTRODUÇÃO

A agricultura, principalmente nos países em desenvolvimento, apresenta o maior percentual de consumo de água quando comparado aos setores doméstico e industrial que juntos, consomem somente cerca de 30% do total disponível.

Diante das necessidades que o setor agrícola apresenta em expandir o agronegócio, diretamente associado a alta taxa de crescimento da população mundial, e considerando a possibilidade de escassez dos recursos hídricos em várias regiões do mundo, investir em pesquisas sobre tratamento e posterior reúso de águas residuárias na agricultura é a garantia do contínuo processo de desenvolvimento sustentável que garantirá a manutenção e sobrevivência de todos os setores que necessitam da água.

A difusão e maior aceitação das técnicas utilizadas para o tratamento de águas residuárias no meio rural ainda não são realidade no Brasil. Apesar do aumento de especialistas em elaboração de projetos nesta área e de eventos de divulgação dos benefícios destas tecnologias, ainda há rejeição por parte dos empresários do setor agrícola.

Com a implantação da Legislação sobre recursos hídricos no Brasil, uma das consequências mais marcantes é a outorga e cobrança pelo uso e qualidade da água devolvida ou não ao meio ambiente. Assim, aos poucos, todos serão responsabilizados e deverão resolver o problema dos resíduos poluentes da água gerados em seus domínios, de modo a produzir uma renda que será destinada principalmente à implantação de estações de tratamento de esgoto.

Atualmente existem alternativas de tratamento de esgoto sanitário que constituem-se em sistemas mais rústicos, com baixo custo de implantação e facilidade de manutenção, que otimizam processos naturais de biodigestão anaeróbia dos poluentes presentes neste efluente, possíveis de serem instalados pelos próprios moradores de pequenas colônias rurais.

Frente aos problemas crescentes da falta de esgotamento sanitário e aumento da demanda de água para suprir a expansão do agronegócio brasileiro, o grande desafio dos profissionais em gestão ambiental é despertar a atenção dos agricultores quanto as vantagens de uma produção voltada a minimização de impactos ambientais e redução dos custos com utilização da água de reúso.

Dentro deste contexto o objetivo geral do trabalho foi avaliar sistemas de tratamento de águas residuárias em áreas rurais a fim de obter água com qualidade de reúso para irrigação. Para atingir tal meta o projeto foi executado em duas etapas que incluíram, respectivamente: o estudo de parâmetros de dimensionamento das unidades de tratamento dos sistemas e o estudo de parâmetros de qualidade da água. Assim, foram definidos como objetivos específicos deste trabalho: definir parâmetros de dimensionamento de sistemas de tratamento; caracterizar o afluente a ser tratado; analisar o desempenho dos sistemas de tratamento e avaliar a qualidade da água de reúso para irrigação nas unidades de tratamento de melhor desempenho.

O projeto de pesquisa, frente a seus objetivos, concilia três aspectos importantes quanto a correta gestão dos recursos hídricos abordando, portanto, tanto a questão do uso racional da água como o tratamento e posterior reúso de águas residuárias na agricultura.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Preservação e uso racional da água

O contínuo fornecimento de água para atender a crescente demanda mundial depende da adoção de medidas legais que estimulem práticas de preservação e uso racional dos recursos hídricos.

Embora a água seja considerada um dos elementos mais abundantes da natureza, ocupando mais de 70% da superfície do planeta, estima-se que 97% desse total seja salgada, 2% está em forma de geleiras, restando aproximadamente 1% de água doce distribuída de forma desigual na Terra formando os rios, lagos e as águas subterrâneas (ASSIS, 2000a).

Com uma média de consumo de água de 36000 m3 hab-1 ano-1 tem-se uma falsa impressão de que no Brasil, as reservas hídricas existentes são capazes de suprir as necessidades de toda a população (MACÊDO, 2001).

No território brasileiro encontram-se mais de 8% de toda a reserva de água doce, também desigualmente distribuídas. A região Amazônica, onde está concentrada somente 5% da população, é a mais beneficiada em termos de reservas hídricas brasileiras que chegam a abranger 80% deste volume total. Os 20% restantes são destinados ao abastecimento das demais regiões, onde se concentram 95% da população. (REBOUÇAS, 1999; ASSIS, 1997; DEFFUNE, 1994).

Como consequência dessa irregularidade, em algumas regiões brasileiras, principalmente naquelas mais povoadas, há sinais que descaracterizam a água como um bem renovável, ou seja, já há indícios de crises de sua pronta disponibilidade.

De acordo com a SABESP (Companhia do Estado de São Paulo), as projeções indicam que não haverá água disponível em 2010 nas regiões da grande São Paulo, Campinas, Jundiaí (MACÊDO, 2001).

Na última década, a demanda de água distribuída aos brasileiros aumentou 30% e quase dobrou a proporção de água sem tratamento, de 3,9% para 7,2% (ISA, 2006).

Rebouças (1997), referindo-se a essa problemática de crise de falta de água, afirma que “a maior prioridade nacional em recursos hídricos e saneamento é a reversão urgente do dramático quadro de desperdício e poluição dos corpos de água para níveis compatíveis com a sustentabilidade”.

Com relação a desperdícios, estima-se que em São Paulo as perdas chegam a alcançar 40% que representam 10 m3 de água por segundo, valor que poderia abastecer cerca de 3 milhões de pessoas por dia (MACÊDO, 2001).

A disponibilidade “per capita” de água está diminuindo à medida que a população aumenta. As crescentes demandas por água nos diversos setores da sociedade, muitas vezes, excedem as reservas hídricas que, por sua vez e de maneira geral, apresentam problemas de degradação onde rios, córregos, áreas úmidas, áreas alagadas e reservas subterrâneas estão sendo destruídos.

Diferentes estatísticas apontam que praticamente 50% da água disponível encontram-se comprometidos quanto a qualidade e que o restante será insuficiente para atender a crescente demanda, afetando diretamente o desenvolvimento sócio econômico (POSTEL et al., 1996). Com a poluição dos recursos hídricos, o custo da água encanada tem aumentado, atingindo o valor aproximado de U$ 1,80 m-3 (MACÊDO, 2001).

Na verdade, a falta de uma cultura de preservação ambiental tem induzido ao desperdício dos recursos hídricos por muitas comunidades que crescem expressivamente exigindo ainda maiores quantidades de água em função das alterações de

hábitos e de suas qualidades de vida (HERRERA e LEOPOLDO, 1998; AZEVEDO NETO e ALVAREZ, 1988).

Como exemplo pode-se citar Botucatu, tida como a 29a cidade do Brasil (ano de 1998) em qualidade de vida, onde se tem uma demanda de água tratada estimada em 260 L hab-1 dia-1, cuja taxa pode ser considerada superior em relação a décadas passadas, bem como superior aos índices apresentados por algumas cidades brasileiras de grande porte (HERRERA, 1996). O consumo apresentado pode ser considerado elevado quando comparado a outras cidades de mesmo porte, revelando, contudo, a consequência da qualidade de vida no abastecimento necessário, onde 100% de sua população é atendida.

A mobilização da sociedade como um todo e a formação de cidadãos conscientes para ações de redução de consumo e preservação da qualidade da água são essenciais, para a busca do desenvolvimento sustentável do país, que inclui principalmente a correta gestão dos recursos hídricos.

A gestão dos recursos hídricos refere-se a forma pela qual, os especialistas na área ambiental, pretendem equacionar e resolver questões da escassez relativa da água, através de processos integrados de planejamento e correta administração de seu uso (GRANZIERA, 2001).

É notório a maior valorização e disseminação deste tema devido aos seguintes fatores:

a) necessidade de aumentar os serviços de saneamento básico, de modo a evitar doenças de veiculação hídrica. Dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) revelam que 65% das internações hospitalares são devido a doenças de veiculação hídrica (GUIMARÃES, 2002);

b) promover campanhas de educação ambiental para investir na formação social da população.

Para auxiliar na luta contra os problemas de má gestão dos recursos hídricos, há uma série de publicações que orientam professores a inserir a temática ambiental no projeto pedagógico das escolas de ensino fundamental e médio (SÃO PAULO, 2004). Podem ser consideradas como prioridades dos Programas de Educação Ambiental os seguintes ítens:

- evitar o desperdício de água potável, incentivando o seu uso racional nos hábitos diários de higiene pessoal e na limpeza de locais, considerando que os desperdícios no uso da água e as perdas no transporte chegam até 40% em muitas áreas urbanas de todo o planeta (TUNDISI, 2003);

- estimular a atividade de reúso de águas residuárias (esgotos sanitários) recém tratadas em áreas agrícolas.

A água é o elemento vital para a sobrevivência da biodiversidade e das sociedades, sendo um recurso indispensável para o desenvolvimento de diversas atividades humanas, desta forma, diferentes setores da sociedade tem o papel fundamental de propor alternativas possíveis de serem aplicadas no processo de preservação e recuperação dos recursos hídricos, sendo portanto, primordial a evolução de técnicas a respeito do tratamento de esgoto sanitário, facilmente difundidas em qualquer região.

4.2 Principais métodos de tratamento de esgoto sanitário em áreas rurais

As pesquisas voltadas às alternativas de tratamento de esgoto sanitário no meio rural precisam ser intensificadas, de modo que a população mais carente, que geralmente habita bairros periféricos das cidades e áreas rurais, seja também beneficiada através de sistemas de tratamento de alta eficiência, que requerem baixo custo de instalação e facilidade de operação e manutenção.

Dados do IBGE revelam que 80% do esgoto coletado está sendo lançado no meio ambiente, sem passar por uma Estação de Tratamento ou por uma fossa, sendo que 62,2% das residências urbanas e rurais não apresentam serviços de esgoto sanitário (ASSIS, 2002; ASSIS, 2000b)

As opções para tratamento ou recuperação de águas servidas de origem doméstica, agrícola ou industrial envolvem inúmeras e diferentes alternativas, muitas delas onerosas e complexas e outras de baixos custos e simples em sua estrutura (GASI, 1988; METCALF & EDDY, 2003).

A adoção de um dado sistema de tratamento, evidentemente, depende de uma série de fatores que vão desde a própria natureza do efluente até limitações impostas pelo custo.

Ensaios para estudo dos fatores técnicos e econômicos do sistema, análises de laboratório e instalação de plantas piloto garantem a escolha do método de tratamento mais apropriado a cada caso (CHERNICHARO, 1997; LETTINGA, 1995).

Os métodos de tratamento de águas residuárias são classificados em (VON SPERLING, 1996a):

- Métodos físicos: Sistemas com atuação de forças físicas como gradeamento, mistura, floculação, centrifugação.

- Métodos químicos: Sistemas cuja remoção dos contaminantes é por adição de produtos químicos que promovem sua precipitação, coagulação, adsorção ou desinfecção.

- Métodos biológicos: Sistemas com atividade biológica de microorganismos anaeróbios ou aeróbios para remoção da matéria orgânica carbonácea e desnitrificação.

Comparando-se as três categorias de classificação citadas, as técnicas de tratamento utilizando métodos biológicos anaeróbios, estão sendo as de maior destaque em inovações tecnológicas.

Os sistemas de tratamento biológico de digestão anaeróbia, também são denominados de reatores biológicos anaeróbios. Nestes sistemas, há atuação de diferentes microorganismos que, na ausência de oxigênio molecular, promovem transformações de compostos orgânicos complexos em biogás, cujos principais componentes são metano e gás carbônico, (FORESTI et al., 1999).

Considerando os aspectos qualitativos das águas residuárias no meio rural, sobretudo, a concentração mínima ou nula de oxigênio dissolvido (fator limitante para atividade de bactérias aeróbias), os processos de tratamento com reatores anaeróbios são os mais viáveis e priorizados.

Quanto ao emprego de sistemas anaeróbios para o tratamento de esgoto sanitário, Chernicharo (1997) apresentou suas principais vantagens em relação ao aeróbio, tais como:

- baixa produção de biomassa, cerca de 5 a 10 vezes menor à que ocorre nos processos aeróbios,

- baixo consumo de energia resultando em custos operacionais menores,

- reduzida demanda de área,

- produção do metano que é um gás combustível,

- possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses,

-tolerância a elevadas taxas de cargas orgânicas e

-aplicabilidade em pequena e grande escala.

De acordo com Kato et al., (1999), no tratamento anaeróbio de esgoto sanitário, os principais tipos de reatores que vêm sendo utilizados, na prática, em maior escala no Brasil são as lagoas anaeróbias, decanto-digestores, filtros anaeróbios, reatores de manta de lodo e reatores de leito expandido ou fluidizado.

As lagoas anaeróbias constituem-se em reservatórios de pequena profundidade, construídos em diques de terra e com fundo compactado e impermeabilizado segundo definição proposta por Monteggia e Sobrinho, (1999). Esses sistemas têm-se destacado quando operados em condições de pós-tratamento ou polimento final de efluentes sendo também estudados por Sousa et al., (2005); Arantes, (2002); Cavalcanti, (2001); Tsutiya e Hirata, (2001); Von Sperling, (1996a); Kawai et al., (1990); Shimada et al., (1987).

Os decanto-digestores constituem-se, basicamente, em tanques simples ou divididos em compartimentos (câmaras), também denominados de tanques sépticos ou de sedimentação, de acordo com estudos realizados por Andrade Neto et al., (1999a).

Os filtros anaeróbios são tanques ou compartimentos impermeabilizados preenchidos com materiais inertes que caracterizam um leito fixo altamente permeável. Tais sistemas têm sido estudados por Camargo et al., (2001); Andrade Neto et al., (1999b); Paterniani, (1991); Matsumoto, (1987).

Os reatores de manta de lodo, conhecidos também como UASB, tratam-se de um modelo de configuração de reatores onde os esgotos são geralmente introduzidos na parte inferior e saem na parte superior de um compartimento, estabelecendo um fluxo ascendente (PEÑA et al. 2006; PASSIG et al., 2000; TOLEDO, 1996; VIEIRA, 1992; BENINCASA et al., 1986; VIEIRA, 1984).

Os reatores de leito expandido ou fluidizado são configurações com fluxo de esgoto ascendente que se diferem do UASB quanto a condições hidrodinâmicas (KATO et al., 1999). Trabalhos envolvendo tais sistemas foram desenvolvidos por Costa el al., (2001); Wolff et al., (2001); Guerrero et al. (2000).

Os sistemas de tratamento podem ser apresentados individualmente ou em combinações com outros tipos para atender a diversas situações de arranjos de unidades em estações de tratamento de esgotos.

O conjunto associado de duas ou mais configurações de sistemas de tratamento com intuito de maximizar a eficiência de redução de compostos poluentes das águas residuárias é denominado de sistemas combinados ou sistemas integrados de proteção ambiental (nomenclatura idealizada por LETTINGA, 1995).

No território nacional, especificamente em áreas rurais, o número de projetos envolvendo sistemas combinados torna-se cada vez mais evidente. Atualmente, já existem várias propostas envolvendo tais sistemas, oferecedoras de inúmeras vantagens, principalmente inerentes aos custos de implantação-operação e a possibilidade de obtenção de águas de reúso para irrigação. A título de exemplo podem ser citadas as três modalidades de sistemas combinados estudadas neste trabalho experimental: a) tanque de sedimentação + sistema fitológico; b) tanque de sedimentação + filtros anaeróbios + sistema fito-pedológico e c) tanque de sedimentação + RAHLF + sistema fito-pedológico.

Os tanques de sedimentação não apresentam alta eficiência de tratamento, mas produzem efluente de qualidade razoável para um processo de pós-tratamento complementar (ANDRADE NETO et al., 1999a), por isso, é que geralmente esta configuração é utilizada como unidade primária em Estações de Tratamento.

Os filtros anaeróbios de acordo com Andrade Neto et al., 2000, apresentam várias opções de forma e podem ser preenchidos com vários tipos de materiais que irão constituir seu leito filtrante, sendo que o mais comum é a pedra britada n. 4. Suas limitações decorrem do risco de obstrução do seu leito (entupimento ou colmatação dos interstícios), assim, geralmente são utilizados como unidades de pós-tratamento de efluentes.

A disposição controlada no solo (LUCAS FILHO et al., 2001; CORAUCCI FILHO et al., 1999; SANTAELLA e BRITO SÁ, 1999; PAGANINI, 1997; ROCCO e BREDA, 1996; BRAILE, 1979) é uma prática que vêm sendo efetuada há muito

tempo e continua a oferecer grandes potencialidades e vantagens. No Brasil, porém, ainda existe uma difusão limitada desta tecnologia, sendo necessário um estudo mais aprofundado do grau de tratamento do efluente em função dos fenômenos químicos, físicos e biológicos que ocorrem em cada tipo de solo utilizado.

O solo é considerado como elemento depurador por apresentar as seguintes características (PAGANINI, 1997):

- Capacidade de troca iônica responsável pela retenção de íons metálicos trazidos pelos esgotos sanitários,

- Capacidade tampão onde solos carbonatados, tamponados para um pH maior ou igual a 7, inibem a solubilidade de metais pesados,

- Filtrabilidade que garante principalmente a retenção de partículas em suspensão e

- Atuação microbiológica responsável por transformações de compostos presentes em águas residuárias, para elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas.

O alvo da maioria das pesquisas em saneamento rural é aliar sistemas combinados com disposição controlada no solo. As denominações mais usuais que definem tais sistemas são:

- Sistemas combinados com o posterior reúso do efluente tratado no solo ou, simplesmente,

- Sistemas de irrigação com águas de reúso.

O sistema fito-pedológico mais conhecido como “wetland vegetado” refere-se ao uso plantas (gramíneas ou espécies aquáticas) cultivadas em solo ou mistura de solo com outro material permeável (palha de arroz, pedra britada, entre outros) para tratamento de águas residuárias.

Na Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, campus de Botucatu-SP, as pesquisas envolvendo o tratamento de esgoto sanitário através do emprego de sistemas fito-pedológicos têm apresentado resultados promissores, principalmente pelo fato de terem sido testados vários tipos de espécies vegetais e substratos filtrantes constituídos de solo, casca de arroz ou pedra britada, ou ainda, contendo mistura destes componentes (GUIMARÃES et al., 2000a; GUIMARÃES et al., 2000b; GUIMARÃES et al., 2000c).

Sousa et al., (2001), ao utilizarem a espécie juncus sp sobre substrato de areia lavada, detectaram remoção de 80% do fósforo presente no efluente durante 8 meses de operação do sistema, concluindo que o percentual do fósforo retido no substrato e na biomassa variou, respectivamente, entre 36,5 a 39,8% e 5,8 a 9,0%.

Meira et al., (2001), ao planejarem um sistema com Typha spp colocada em tanques contendo brita de 19 mm, alimentados com água de um córrego poluído com esgoto doméstico, detectaram eficiências de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato solúvel e coliformes fecais, na ordem de 83,3%; 77,9%; 48,9%; 50,2%; 99,1% respectivamente, trabalhando-se com um tempo de retenção hidráulica de 10 dias.

O reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) trata-se de um dos sistemas mais recentes para a aplicação em tratamento de águas residuárias, além de apresentar possibilidade de ser associado a outras unidades de tratamento. No entanto, o número de pesquisas sobre a aplicação deste reator para o tratamento de esgoto sanitário, ainda é bastante reduzido. Nessa nova configuração, proposta por Foresti et al., (1995), a imobilização da biomassa ocorre em meio suporte estacionário e o fluxo é horizontal (KATO et al., 1999).

Na Escola de Engenharia de São Carlos da USP, campus de São Carlos-SP, foram desenvolvidos uma série de trabalhos para analisar a eficiência do RAHLF quanto ao tratamento de águas residuárias. Paralelamente, foram feitos estudos para avaliação da biomassa de preenchimento destes reatores, nos quais as matrizes de espuma de poliuretano destacaram-se pela boa capacidade de aderência de microorganismos anaeróbios, responsáveis pela biodegradação dos compostos poluentes presentes no efluente (CABRAL, 2000; ZAIAT e CABRAL, 1996). Outras pesquisas de suma importância envolvendo o RAHLF foram com relação a estimativa do coeficiente de transferência de massa (ZAIAT et al., 1996) e dos parâmetros cinéticos intrínsecos deste sistema, baseados em suas características hidrodinâmicas (NARDI et al., 1999; ZAIAT et al., 1999; ZAIAT et al., 1997b; CABRAL 1995).

Zaiat et al., (1997a) avaliando a influência das variações espaciais e temporais no desempenho dos parâmetros do RAHLF, tratando água residuária a base de glicose, operando com um estágio de tratamento, com tempo de retenção hidráulica de 8,0 e

4,8 horas, obteve, respectivamente, como resultados, a eficiência de redução da DQO de 98% e 80% e da concentração de ácidos voláteis totais menor que 15 mg L-1 e 300 mg L-1. Durante 26 dias de funcionamento, em um tempo de retenção hidráulica de 9,2 horas (ZAIAT et al., 1997b) utilizando o RAHLF para o tratamento de água de esgoto sanitário sintético obteve uma eficiência de redução da DQO igual a 82%, em temperatura ambiente.

De acordo com Varesche et al., (1997), ao realizarem um trabalho sobre a colonização microbiana nas espumas de poliuretano de preenchimento do RAHLF, detectaram reduções do parâmetro de DQO de 582 mg L-1 para 55 mg L-1 e da acidez volátil de 194 mg L-1 para a 19 mg L-1.

Os trabalhos técnicos a respeito do RAHLF não ficaram restritos somente em âmbito laboratorial, este sistema, em função dos resultados benéficos de despoluição de vários tipos de efluente de origem doméstica e industrial, tem sido também testado em escala piloto.

Zaiat et al., (2000), ao projetar este sistema para tratamento de esgoto sanitário, composto por cinco estágios de tratamento de 2,88 m cada, preenchidos com material suporte de espuma de poliuretano, operando com um tempo de retenção hidráulica de 4,3 horas, durante um período de 15 semanas, detectaram reduções de 70% e 80%, respectivamente, nos valores da DQO e de sólidos suspensos voláteis. A porcentagem de metano contido no biogás aumentou de 58%, no primeiro estágio de tratamento para 68% no terceiro estágio e, elevou-se para 74%, nos dois últimos estágios de tratamento do reator.

Lima (2001), ao pesquisar um sistema com características similares ao proposto por Zaiat et al., (2000), durante um período de 140 dias, com tempo de retenção hidráulica de 4,3 horas, alimentado com esgoto sanitário da cidade de São Carlos-SP, observou eficiência considerável de remoção das variáveis estudadas: DQO (63%), Sólidos suspensos voláteis (79%) e sólidos suspensos totais (76%).

Embora os sistemas fito-pedológicos e os reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs) terem se destacado pela simplicidade construtiva e pelos baixos custos operacionais, quando comparado com outros projetos, não foram encontrados trabalhos que envolvam tais sistemas simultaneamente (GUIMARÃES, 2002). Desta forma, fica comprovado que a tecnologia de disposição de esgoto sanitário em solos vegetados, apesar de ser uma prática antiga, ainda precisa ser pesquisada em vista aos resultados

benéficos que tem apresentado quanto ao tratamento de esgoto doméstico, assim como, o RAHLF, tecnologia muito recente, com reduzido número de trabalhos, quando utilizada para tais propósitos de despoluição de recursos hídricos.

Baseando-se nas vantagens operacionais de desempenho e eficiência de tratamento que os sistemas combinados podem proporcionar, considera-se imprescindível, a continuidade de pesquisas nessa área. A descoberta de mais configuração de sistemas de tratamento com simplicidade construtiva e baixo custo de implantação, certamente seriam favoráveis para despertar maior conscientização quanto a importância da recuperação da água com qualidade compatível para reúso.

4.3 Reúso de águas residuárias na agricultura para fins de irrigação

A crescente demanda de água no setor agrícola é uma situação preocupante que requer medidas e alternativas viáveis para garantia do desenvolvimento e expansão da cadeia produtiva agropecuária.

O agronegócio brasileiro é uma atividade próspera, rentável responsável por 33% do Produto Interno Bruto (PIB) do país. Com clima diversificado, chuvas regulares, energia solar abundante e quase 13% de toda a água doce disponível no planeta, o Brasil tem 388 milhões de hectares de terras agricultáveis férteis e de alta produtividade, dos quais 90 milhões ainda não foram explorados (BRASIL, 2005a).

Ao estabelecer-se uma relação entre recursos hídricos e a necessidade de aumento da produtividade agrícola é evidente que a irrigação apresenta papel fundamental no atendimento alimentar da população e nas taxas de consumo per capita por incrementar a produção, possibilitar a antecipação de safras e melhoria de frutos (MALANO e HOFWEGEN, 1999).

Investir em irrigação é também um fator de competitividade para o agricultor, somente no Brasil, quatro milhões de hectares são abastecidos com equipamentos de irrigação (AMARO et al., 2005). No Estado de São Paulo, considerando resultados de levantamentos feitos pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento, a área irrigada de unidades de produção agrícola é de 745.536 hectares (PINO, 2003). Atualmente, estima-se que 70% da água doce disponível é destinada a agricultura (MACÊDO, 2001).

A reestruturação e atualização da Legislação sobre recursos hídricos culminou na criação de instrumentos da política das águas os quais surtiram efeito imediato no aspecto cultural quanto ao uso e preservação da água nos setores agrícola e industrial. Regiões do Brasil que adotam manejos adequados de condução e distribuição da água por sistemas de irrigação já obtêm uma redução significativa do uso deste recurso refletindo positivamente no custo total da produção agrícola.

O desenvolvimento sustentável das empresas agrícolas de pequeno, médio e grande porte considerando, principalmente, o uso racional da água e o reaproveitamento após tratamento dos efluentes gerados, pode ser considerado como pré-requisito para maior competitividade no mercado, uma vez que, representa uma minimização significativa dos custos de produção.

Assim, a principal conseqüência da aplicação de normas legais relativas a cobrança pelo uso da água (Lei no 9.433) fez com que se tornassem prioridades as pesquisas sobre o reaproveitamento de águas residuárias recém-tratadas em propriedades rurais.

A abordagem dos principais sistemas de tratamento de águas residuárias em propriedades rurais ressalta a questão da gestão e monitoramento dos recursos hídricos e as perspectivas atuais e futuras do andamento das pesquisas frente aos problemas da poluição e escassez da água.

A gestão dos recursos hídricos em áreas rurais requer o acompanhamento de parâmetros de qualidade da água sob 3 aspectos fundamentais:

- alcançar níveis de concentração de compostos poluentes compatíveis aos descritos na legislação;

- obter água residuária recém tratada com qualidade para fins de reúso em irrigação considerando características peculiares da cultura a ser beneficiada com esta atividade; e

- monitoramento de parâmetros de qualidade de água como garantia do bom desempenho de seu sistema de tratamento.

Atingir as metas de padrões de qualidade desejados, conciliando os interesses legais e pessoais do produtor, são requisitos básicos para o sucesso de qualquer

empreendimento que valorize, tanto a minimização de impactos ambientais, quanto a redução de custos de produção pelo uso racional da água.

Analisando a questão da água no contexto jurídico, existem instrumentos da política nacional, esquematizados na Figura 1, que tratam das suas principais formas de gestão.

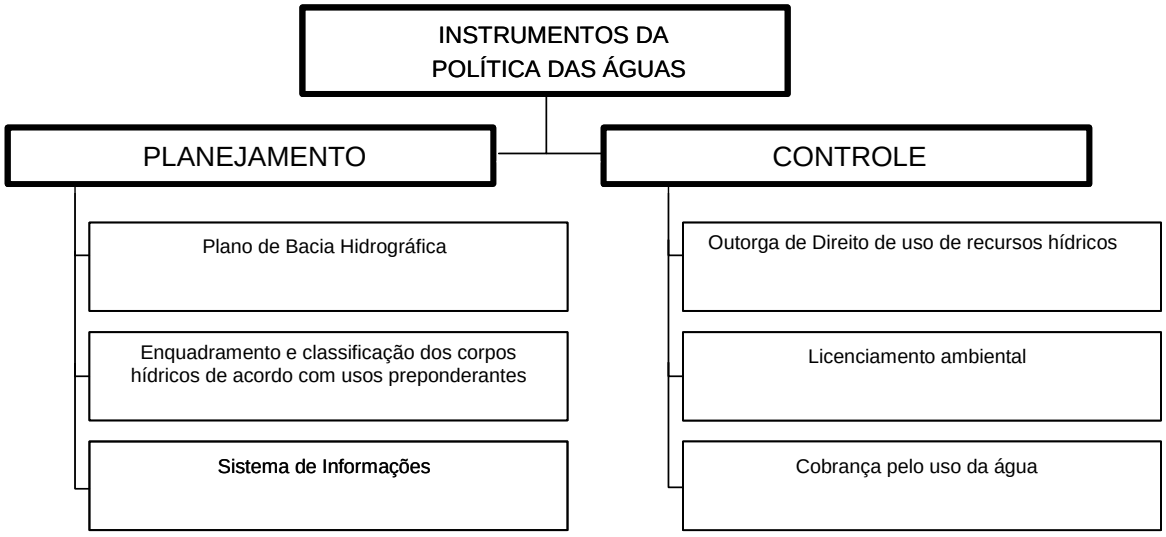


Figura 1. Instrumentos da Política das águas (GRANZIERA, 2001- Adaptado).

No instrumento de planejamento do uso dos recursos hídricos, a Resolução CONAMA 357/05 aborda o enquadramento da água doce em classes, segundo seu uso preponderante (BRASIL, 2005b). Ressaltando somente as classes referentes a sua utilização para fins de irrigação tem-se:

- Classe 1: águas destinadas à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas;
- Classe 2: águas destinadas à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e
- Classe 3: águas destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

A água, após tratamento convencional, é considerada própria para o consumo quando apresenta os parâmetros físico- químicos e microbiológicos de acordo com a Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Embora não seja mencionado a questão do reúso ou reciclagem da água para fins de irrigação, prioriza-se, principalmente os parâmetros microbiológicos, descritos nesta Portaria, quando deseja-se obter água com qualidade enquadrada nas Classes 1 e 2.

Na decisão em explorar águas de reúso para fins de irrigação, é primordial conhecer, sob ponto de vista agronômico, as características peculiares da cultura de interesse local e associar:

- as necessidades hídricas da cultura às suas características de tolerância a compostos dissolvidos na água de reúso; e ainda,

- considerar o tipo de sistema de irrigação a ser implantado.

A viabilidade de qualquer sistema de tratamento de águas residuárias, está também relacionada com o monitoramento de determinados parâmetros de qualidade da água.

A Tabela 1 apresenta os principais parâmetros de qualidade de água que devem ser medidos para análise do desempenho de projetos que preconizam métodos biológicos de tratamento.

Tabela 1. Principais parâmetros de monitoramento em Estações de tratamento de águas residuárias por métodos biológicos e anaeróbios.

Parâmetros	Fatores de influência
Temperatura	➢ Velocidade de metabolismo das bactérias. ➢ Solubilidade dos substratos de abastecimento dos sistemas de tratamento. ➢ Equilíbrio iônico do sistema.
Concentração de nutrientes (N, P, S) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)	➢ Capacidade de obtenção da energia para o metabolismo dos microorganismos.
pH e alcalinidade	➢ Crescimento das bactérias anaeróbias.

(FORESTI et al., 1999- adaptado)

Alcançar um nível qualitativo satisfatório de tratamento de águas residuárias parece ser uma meta difícil e complexa. Atualmente, mediante inúmeras propostas tecnológicas altamente desenvolvidas e ao elevado grau de competência e especialização dos profissionais da área de gestão ambiental, a concepção de projetos de saneamento no meio rural é uma tarefa que vem se tornando cada vez mais simplificada.

Baseando-se na importância do uso racional da água e tratamento e reúso agrícola de águas residuárias, o projeto de pesquisa preconizou estes três aspectos para mostrar que é possível implantar processos que favoreçam o desenvolvimento sustentável do país, aliando o suprimento constante de água à crescente demanda populacional.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização da área experimental

O projeto foi instalado em área rural pertencente a Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA/ UNESP), localizada nas coordenadas 22^{o} 55’ S e 48^{o} 26’ W Gr, no município de Botucatu - SP/ Brasil (Figura 2).

Na Fazenda Experimental Lageado, o trabalho desenvolveu-se em uma colônia rural de funcionários públicos denominada de Colônia de Olaria constituída por 15 casas e, aproximadamente, 60 habitantes.

A coleta do esgoto sanitário gerado pela população envolvida na pesquisa foi efetuada através de uma rede hidráulica de tubos de PVC de 100 mm, com extensão total de cerca de 150 m. Antes da execução do projeto, todo o afluente produzido era lançado “in natura”, no córrego responsável pela drenagem da área causando sérios problemas de impacto ambiental no local.

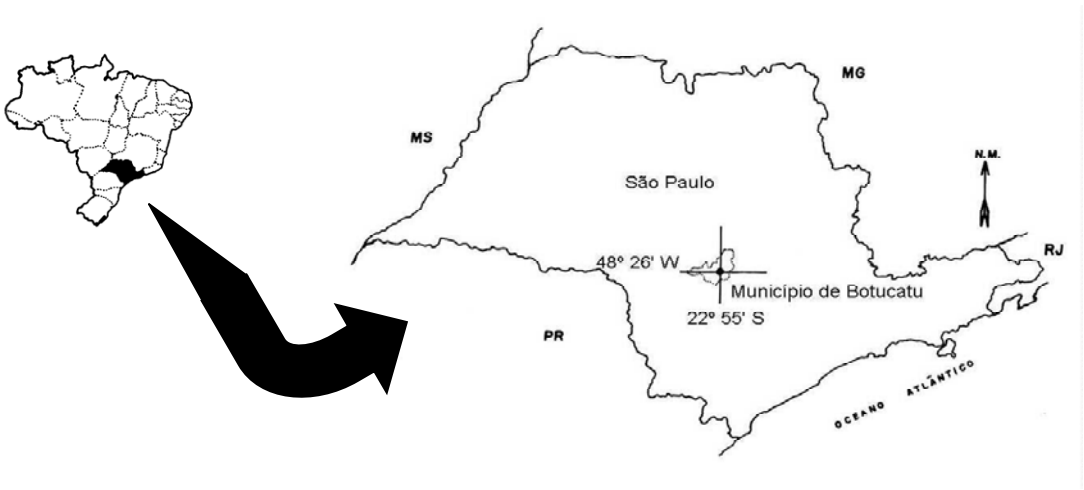


Figura 2. Localização do projeto na Fazenda Experimental Lageado (FCA/ UNESP)-Botucatu-SP/ Brasil.

5.2 Características gerais do projeto e esquematização dos pontos de amostragem

O projeto priorizou as necessidades básicas e essenciais de pequenas propriedades rurais, geralmente, desprovidas de recursos voltados para investimentos mais caros e sofisticados.

As águas de reúso analisadas quanto a viabilidade para irrigação de culturas agrícolas foram provenientes de 3 (três) sistemas de tratamento de esgoto sanitário montados na mesma área experimental de 960 m^2, em épocas diferentes, de modo que, os aspectos benéficos de cada um eram considerados como pontos básicos para o planejamento dos demais sistemas instalados posteriormente.

5.2.1 Sistema 1- Sistema fitológico

O primeiro sistema de tratamento planejado envolveu:

- 1 (um) tanque de sedimentação.

- 4 (quatro) caixas com leito filtrante de pedra britada comercial contendo as plantas aquáticas: taboa (*Thypha latifolia*), junco (*Juncus sellovianus*), inhame (*Colocasia antiquorum*) e lírio do brejo (*Hedychium coronarium*).

- 1 (uma) caixa somente com leito filtrante de pedra britada comercial denominada testemunha.

A Figura 3 apresenta a concepção do sistema 1 e localização dos pontos de amostragem.

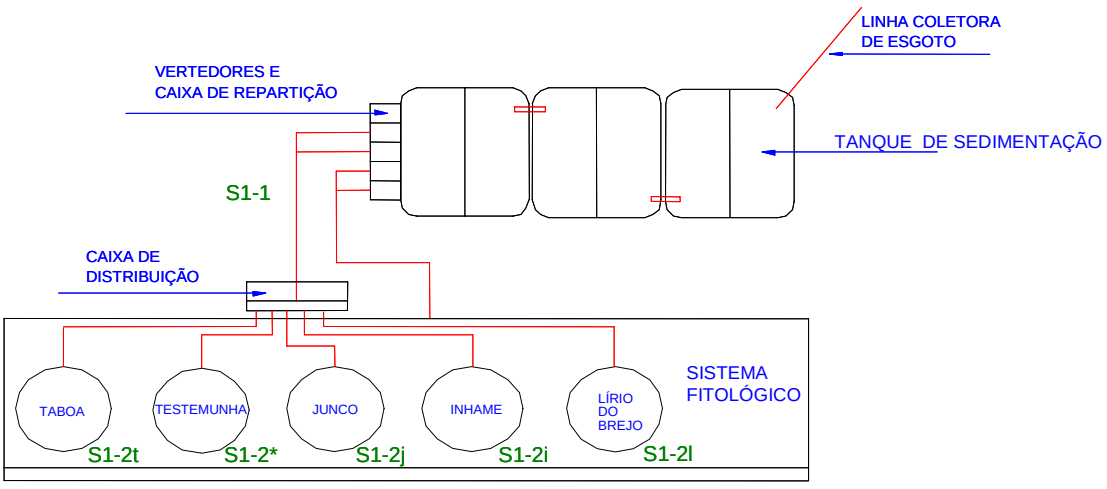


Figura 3. Concepção e localização dos pontos de amostragem do sistema fitológico (Sistema 1).

5.2.2 Sistema 2- Filtros anaeróbios combinados com sistema fito-pedológico

O segundo sistema de tratamento planejado envolveu:

- 1 (um) tanque de sedimentação.

- 4 (quatro) filtros anaeróbios com material de preenchimento de pedra britada comercial.

- 1 (uma) caixa com leito filtrante de solo, casca de arroz e pedra britada comercial contendo a planta capim arroz (*Echinochloa cruspavonis*).

- 2 (duas) caixas contendo a planta junco (*Juncus sellovianus*), cada qual, preenchidas com substratos diferentes formados respectivamente por: solo, casca de arroz e pedra britada comercial e outro por solo, casca de arroz, pedra britada comercial e areia grossa.

- 1 (uma) caixa somente com leito filtrante de solo, casca de arroz e pedra britada comercial denominada testemunha.

As proporções de cada um dos materiais de preenchimento dos leitos filtrantes serão detalhadas posteriormente. O solo utilizado na composição das camadas dos leitos foi Latossolo Vermelho Distrófico textura média (CARVALHO et al., 1983).

A Figura 4 apresenta a concepção do sistema 2 e localização dos pontos de amostragem.

5.2.3 Sistema 3- Reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs) combinados com sistema fito-pedológico

O terceiro sistema de tratamento planejado envolveu:

- 1 (um) tanque de sedimentação.

- 2 (dois) reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs).

- 2 (duas) caixas com leito filtrante de solo, casca de arroz e pedra britada comercial contendo, cada qual, respectivamente, as plantas capim arroz (*Echinochloa cruspavonis*) e junco (*Juncus sellovianus*).

As proporções de cada um dos materiais de preenchimento dos leitos filtrantes serão detalhadas posteriormente. O solo utilizado na composição das camadas dos leitos foi Latossolo Vermelho Distrófico textura média (CARVALHO et al., 1983).

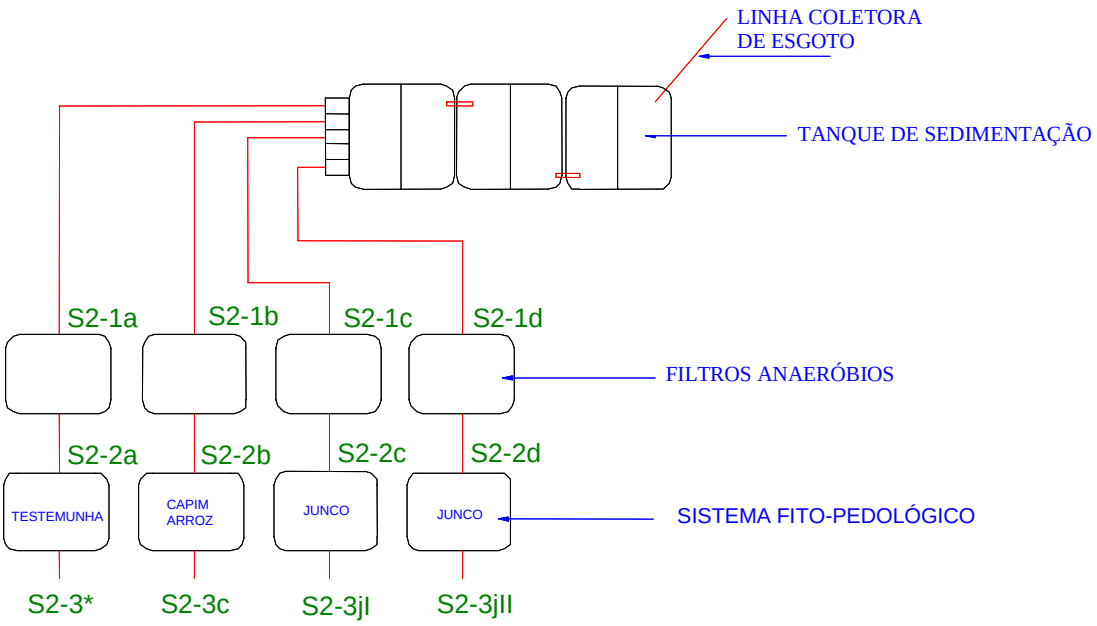


Figura 4. Concepção e localização dos pontos de amostragem no sistema com filtros anaeróbios combinado com sistema fito-pedológico (Sistema 2).

A Figura 5 apresenta a concepção do sistema 3 e localização dos pontos de amostragem.

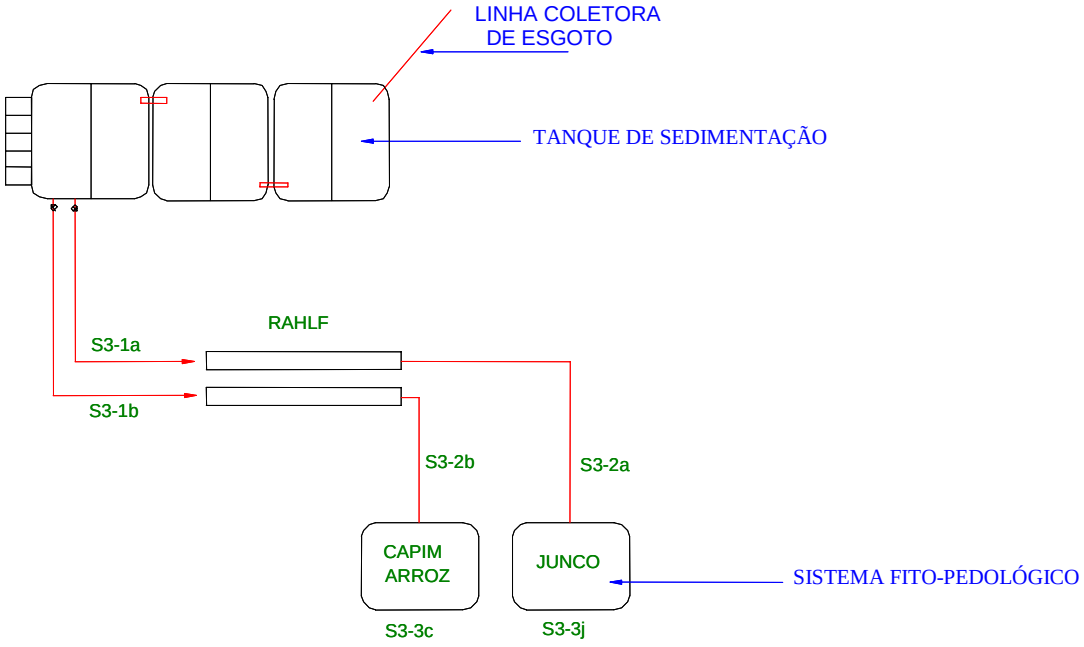


Figura 5. Concepção e localização dos pontos de amostragem no sistema com RAHLFs combinado com sistema fito-pedológico (Sistema 3).

5.3 Nomenclatura utilizada para identificação dos pontos de amostragem nos sistemas de tratamento

O critério de escolha e padronização da nomenclatura para identificação dos pontos de amostragem envolvidos no projeto baseou-se em 2 características:

- Na ordem cronológica de execução de cada sistema de tratamento;
- De acordo com o número de unidades de tratamento previstas em cada sistema.

Como houve um total de 3 (três) sistemas de tratamento montados subsequencialmente foi designado:

- S1: Nomenclatura referente ao primeiro sistema de tratamento estudado (Sistema fitológico).
- S2: Nomenclatura referente ao segundo sistema de tratamento estudado (Filtros anaeróbios combinados com sistema fito-pedológico).
- S3: Nomenclatura referente ao terceiro sistema de tratamento estudado (RAHLFs combinados com sistema fito-pedológico).

Quanto às unidades ou etapas de tratamento previstas em cada um dos três sistemas ficou estabelecido para:

SISTEMA 1 (S1)

De modo a representar as duas unidades de tratamento: tanque de sedimentação e sistema fitológico, a seguinte nomenclatura foi adotada:

- S1-1: Nomenclatura do ponto de amostragem após o tanque de sedimentação.
- S1-2: Nomenclatura dos pontos de amostragem após sistema fitológico, diferenciados com acréscimo das iniciais do nome vulgar das espécies que incluíam:
  - S1-2t: sistema fitológico envolvendo a espécie taboa.
  - S1-2*: sistema testemunha (sem planta).
  - S1-2j: sistema fitológico envolvendo a espécie junco.

- S1-2i: sistema fitológico envolvendo a espécie inhame.
- S1-2l: sistema fitológico envolvendo a espécie lírio do brejo.

SISTEMA 2 (S2)

De modo a representar as três unidades de tratamento: tanque de sedimentação, filtro anaeróbio e sistema fito-pedológico, a seguinte nomenclatura foi adotada:

- S2-1: Nomenclatura dos pontos de amostragem após o tanque de sedimentação, diferenciados com acréscimo das letras a, b, c e d para representar a entrada do efluente em cada um dos filtros anaeróbios:
  - S2-1a: Entrada no filtro anaeróbio (a).
  - S2-1b: Entrada no filtro anaeróbio (b).
  - S2-1c: Entrada no filtro anaeróbio (c).
  - S2-1d: Entrada no filtro anaeróbio (d).
- S2-2: Nomenclatura dos pontos de amostragem após os filtros anaeróbios, diferenciados com acréscimo das letras a, b, c e d:
  - S2-2a: Saída do filtro anaeróbio (a).
  - S2-2b: Saída do filtro anaeróbio (b).
  - S2-2c: Saída do filtro anaeróbio (c).
  - S2-2d: Saída do filtro anaeróbio (d).
- S2-3: Nomenclatura dos pontos de amostragem após sistema fito-pedológico, diferenciados com acréscimo das iniciais do nome vulgar das espécies que incluíam:
  - S2-3*: sistema testemunha (sem planta).
  - S2-3c: sistema fito-pedológico envolvendo a espécie capim arroz
  - S2-3jI: sistema fito-pedológico envolvendo a espécie junco
  - S2-3jII: sistema fito-pedológico envolvendo a espécie junco

SISTEMA 3 (S3)

De modo a representar as três unidades de tratamento: tanque de sedimentação, RAHLFs e sistema fito-pedológico, a seguinte nomenclatura foi adotada:

- S3-1: Nomenclatura dos pontos de amostragem após o tanque de sedimentação, diferenciados com acréscimo das letras a e b para representar a entrada do efluente em cada um dos RAHLFs:
  - S3-1a: Entrada no RAHLF (a).
  - S3-1b: Entrada no RAHLF (b).
- S3-2: Nomenclatura dos pontos de amostragem após RAHLFs, diferenciados com acréscimo das letras a e b:
  - S3-2a: Saída do RAHLF (a).
  - S3-2b: Saída do RAHLF (b).
- S3-3: Nomenclatura dos pontos de amostragem após sistema fito-pedológico, diferenciados com acréscimo das iniciais do nome vulgar das espécies que incluíam:
  - S3-3c: sistema fito-pedológico envolvendo a espécie capim arroz.
  - S3-3j: sistema fito-pedológico envolvendo a espécie junco.

5.4 Dimensionamento das unidades dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário

5.4.1 Tanque de sedimentação

O tanque de sedimentação, projetado como primeira etapa de tratamento do afluente dos 3 (três) sistemas propostos, foi construído com material de cimento amianto apresentando 3 compartimentos ou câmaras horizontais em série (Figura 6). Nesta unidade de tratamento houve predominância de mecanismos físicos de sedimentação ou decantação, com depósito de lodo de esgoto na porção inferior e retenção de materiais sólidos orgânicos do afluente.

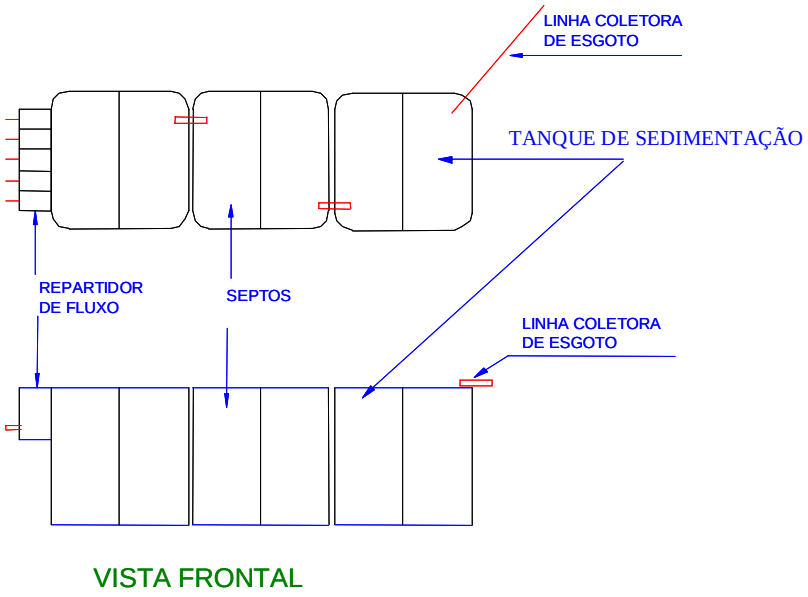


Figura 6. Tanque de sedimentação com três câmaras horizontais em série.

Na terceira câmara do tanque de sedimentação foi acoplado um sistema repartidor de fluxo responsável pela condução, por gravidade, de um determinado volume de efluente compatível com o dimensionamento das demais estruturas de tratamento subseqüentes. Não foram utilizadas bombas dosadoras para manter o nível da vazão constante a fim de evitar encarecer o projeto.

Seguindo-se os critérios básicos de dimensionamento padrão estabelecidos para tanques de sedimentação de modelo retangular com câmaras em série foram efetuados cálculos para determinação do tempo de detenção hidráulica (θh) e da velocidade de escoamento do líquido (Ve).

De acordo com a equação 1 (E1) tem-se:

$$\theta h' = \frac{Vt}{Q} \qquad \text{(E1)}$$

em que:

θh'= Tempo de detenção hidráulica, em h;

Vt= Volume total por câmara do tanque de sedimentação, em L;

Q= Vazão do afluente, em L h^{-1}.

A equação 2 (E2) utilizada para o cálculo da velocidade de escoamento do afluente foi:

$$Ve = \frac{Q}{Pu\ Li} \qquad \text{(E2)}$$

em que:

Ve= velocidade de escoamento do líquido, em m h^{-1};

Q= Vazão do afluente, em m^3 h^{-1};

Pu= Profundidade útil, em m;

Li= Largura interna, em m.

A Tabela 2 apresenta variáveis de dimensionamento de cada câmara do tanque de sedimentação de acordo com critérios adotados por Andrade Neto et al. (1999a).

Tabela 2. Variáveis de dimensionamento do tanque de sedimentação por câmara.

Variáveis	Unidades de medida
Relação comprimento/ largura	-----
Largura interna, Li	m
Volume total	L
Profundidade total	cm
Profundidade útil, Pu	cm
Vazão, Q	L h^{-1}
Velocidade de escoamento, Ve	m h^{-1}
Tempo de detenção hidráulica, θh'	h

5.4.2 Sistemas fitológico e fito-pedológico

A disposição controlada de esgoto sanitário em leito filtrante vegetado denominada de sistema fito-pedológico (GUIMARÃES, 2002) ou “wetland construído” (MEIRA et al., 2001) ou ainda, de sistema fitológico quando não é composto por solo foi planejada como etapa de tratamento nos 3 sistemas que fizeram parte do trabalho experimental, com as seguintes características:

- No sistema 1: função de tratamento secundário do esgoto sanitário.

- No sistema 2: função de tratamento terciário do esgoto sanitário.

- No sistema 3: função de tratamento terciário do esgoto sanitário.

O processo de atuação do sistema fito-pedológico ou fitológico é a retenção dos sólidos orgânicos e minerais por filtração para, posteriormente, sofrerem transformações bioquímicas constituindo a biomassa vegetal e revitalizando, dessa forma, a composição do leito filtrante ou substrato das plantas (CORAUCCI FILHO et al, 1999). Normalmente, o material que compõe o leito vegetal trata-se somente de solo, porém, é possível também caracterizá-lo com outros meios filtrantes como a palha de arroz, pedra britada comercial, entre outros (GUIMARÃES, 2002).

As inovações tecnológicas propostas no projeto para incrementar a composição dos substratos filtrantes, conforme mostra a Figura 7, foram testadas com intuito de buscar maior eficiência de tratamento do esgoto sanitário, em menor tempo de detenção hidráulica.

Como foi previsto que os diferentes tipos de substrato ocasionassem alteração da velocidade de escoamento do efluente, os testes descritos a seguir foram fundamentais para avaliação da capacidade de infiltração da água residuária nos substratos dos sistemas e detecção de possíveis problemas de colmatação, definindo as características relacionadas a drenagem da água por todo o perfil de cada tipo de leito filtrante.

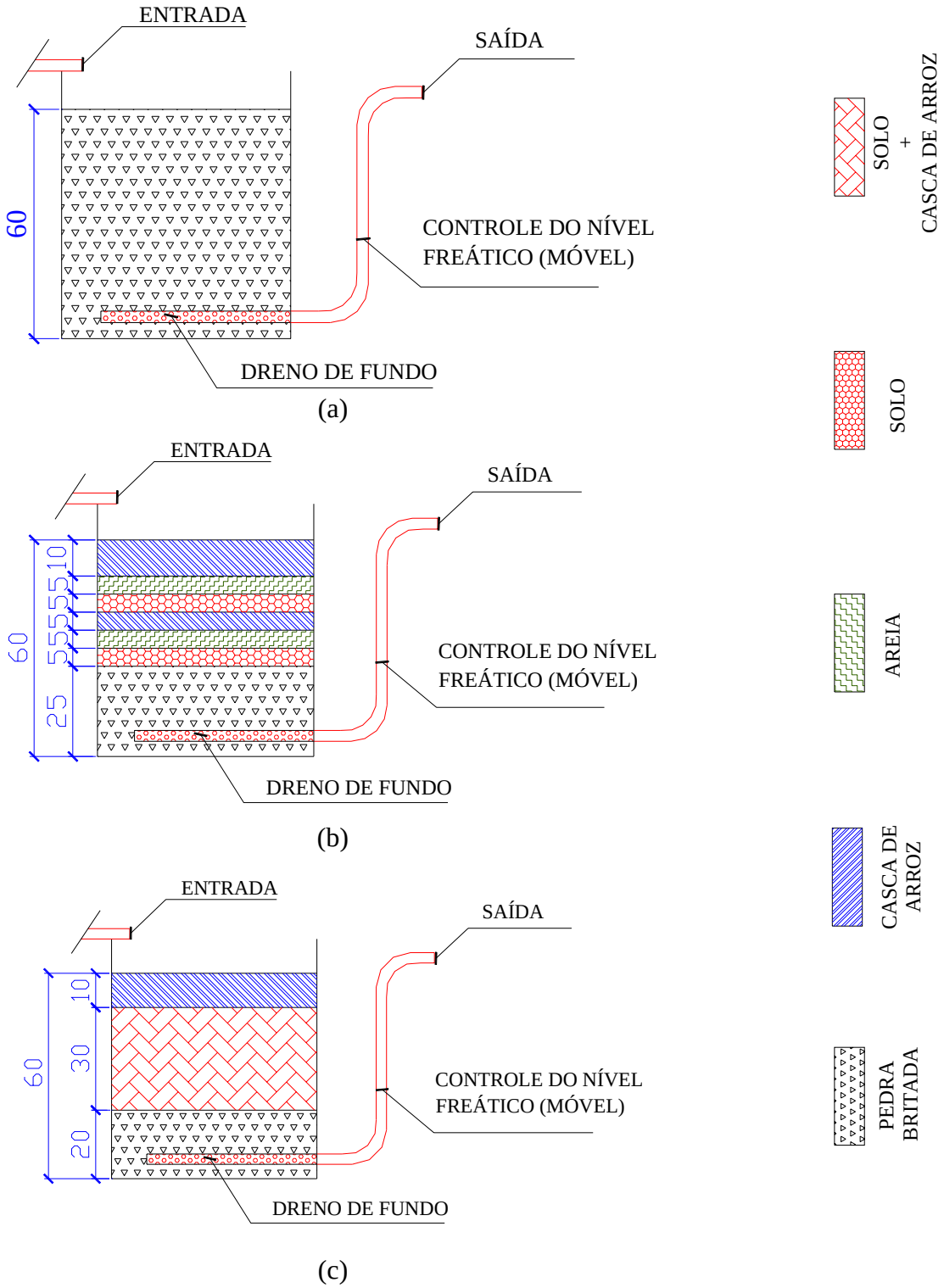


Figura 7. Características dos leitos filtrantes dos sistemas de tratamento do projeto: (a) Sistema fitológico S1; (b) Sistema S2, em particular a estrutura S2-3jII; (c) Sistema S3 e as demais estruturas do sistema fito-pedológico S2.

5.4.2.1 Condutividade Hidráulica saturada

O teste da condutividade hidráulica saturada, feito através do método do permeâmetro de carga constante descrito em Bernardo (2002), serve para caracterizar os meios porosos em permeáveis ou condutivos (baixa resistência a passagem da água) e pouco permeáveis (alta resistência), quando seus valores resultam em altos ou baixos, respectivamente (FERREIRA, 1988). O valor da condutividade hidráulica é máximo nas condições de saturação, quando todo o ar dos poros é eliminado favorecendo a passagem da água através dos leitos filtrantes. Como neste projeto trabalhou-se em condições de saturação, o procedimento matemático esteve de acordo com a equação de Darcy (E3) (REICHARDT, 1987):

$$Ks = \frac{V\,L}{A\,t(h+L)} \qquad \text{(E3)}$$

em que :

Ks= condutividade hidráulica saturada do substrato utilizado, em m h^{-1};

V= volume de água drenado, em m^3;

L= comprimento da amostra do substrato utilizado, em m;

A= seção transversal da amostra, em m^2;

t= tempo de drenagem da água; em h;

h=carga hidráulica, em m.

Para complementar os dados obtidos da condutividade hidráulica saturada, mostrados no item resultados e discussão, foi também calculado o volume de passagem do afluente sob os leitos filtrantes considerando a seguinte equação (E4):

$$Vp = Ks\,A \qquad \text{(E4)}$$

em que:

Vp= Volume de passagem do afluente, $m^3\ h^{-1}$;

Ks= condutividade hidráulica saturada do substrato utilizado, em m h^{-1};

A= área da unidade de tratamento, em m^2.

5.4.2.2 Porosidade total e índice de vazios

A distribuição do tamanho dos poros influencia diretamente a passagem de ar e água no solo (Ferreira, 1988). Considerando os substratos filtrantes do projeto, a determinação da porosidade total, cujos valores são mostrados no item resultados e discussão, caracterizou seus aspectos físicos de retenção da água residuária. A equação (E5) para o cálculo da porosidade total é:

$$VTP = \left(1 - \frac{Ds}{Dp}\right) 100 \qquad \text{(E5)}$$

em que:

VTP= volume total de poros, em %;

Ds= densidade da mistura, em g cm^{-3};

Dp= densidade da partícula, em g cm^{-3}.

As amostras dos leitos filtrantes de cada sistema de tratamento (S1, S2 e S3) foram coletadas com auxílio do anel volumétrico de modo a preservar suas características estruturais (amostras indeformadas).

Considerando a disposição e os tipos dos materiais filtrantes componentes dos sistemas de tratamento estudados foram aplicadas as metodologias laboratoriais descritas em Nogueira (2005) para a determinação dos atributos Ds e Dp utilizados para o cálculo da porosidade da mistura casca de arroz mais solo e da mistura casca de arroz mais solo mais areia grossa, conforme mostra a Tabela 3. O solo coletado para execução de tais determinações foi classificado por CARVALHO et al., (1983) como Latossolo Vermelho Distrófico textura média.

De acordo com a metodologia proposta para determinação de índices físicos da pedra britada comercial é considerado para este tipo de material o índice de vazios expresso em função da relação do volume de vazios por volume de sólidos (NOGUEIRA, 2005).

Tabela 3. Metodologia de análise laboratorial utilizada para determinação de características físicas dos substratos dos sistemas de tratamento.

Substrato	Método	Atributo físico
Pedra britada comercial	Balão volumétrico	Dp
Casca de arroz +solo*	Anel volumétrico	Ds
Casca de arroz +solo*	Picnômetro	Dp

* camadas de solo+casca de arroz com e sem a camada de areia grossa

Seguindo-se critérios básicos de dimensionamento padrão estabelecidos para sistemas de disposição controlada de esgotos sanitários em leitos filtrantes foram efetuados cálculos para determinação do tempo de detenção hidráulica (θh), de acordo com a equação (E6):

$$\theta h = \frac{Vt\ \varepsilon}{Q} \qquad \text{(E6)}$$

em que:

θh= Tempo de detenção hidráulica, em h;

Vt= Volume total de cada estrutura, em L;

Q= Vazão do afluente, em L h^{-1};

ε = Porosidade ou índice de vazios (Calculado no item resultados e discussão).

Deve ser ressaltado que o θh, neste caso, refere-se ao volume útil do sistema, considerando a porosidade do meio.

As Tabelas 4, 5 e 6 apresentam as variáveis de dimensionamento dos sistemas fitológico (S1) e fito-pedológico (S2 e S3) implantados no projeto, respectivamente.

Tabela 4. Variáveis de dimensionamento do sistema fitológico (S1).

Variáveis	Unidades de medida
Diâmetro interno	m
Volume total, Vt	L
Profundidade total	cm
Profundidade útil	cm
Área	m^2
Índice de vazios, ε	-----
Vazão, $Q_{S1\text{-}2t}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S1\text{-}2t}$	h
Vazão, $Q_{S1\text{-}2*}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S1\text{-}2*}$	h
Vazão, $Q_{S1\text{-}2j}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S1\text{-}2j}$	h
Vazão, $Q_{S1\text{-}2i}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S1\text{-}2i}$	h
Vazão, $Q_{S1\text{-}2l}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S1\text{-}2l}$	h

Tabela 5. Variáveis de dimensionamento do sistema fito-pedológico (S2).

Variáveis	Unidades de medida
Relação comprimento/ largura	-----
Largura interna	m
Volume total, Vt	L
Profundidade total	cm
Profundidade útil	cm
Área	m^2
Porosidade do leito, ε	-----
Vazão, $Q_{S2\text{-}3*}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3*}$	h
Vazão, $Q_{S2\text{-}3c}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3c}$	h
Vazão, $Q_{S2\text{-}3jI}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3jI}$	h
Vazão, $Q_{S2\text{-}3jII}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3jII}$	h

Tabela 6. Variáveis de dimensionamento do sistema fito-pedológico (S3).

Variáveis	Unidades de medida
Relação comprimento/ largura	-----
Largura interna	m
Volume total, Vt	L
Profundidade total	cm
Profundidade útil	cm
Área	m^2
Porosidade do leito, ε	-----
Vazão, $Q_{S3\text{-}3c}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S3\text{-}3c}$	h
Vazão, $Q_{S3\text{-}3j}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S3\text{-}3j}$	h

5.4.3 Filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios foram projetados como unidades de pós-tratamento do tanque de sedimentação no segundo sistema previsto no projeto (Sistema combinado com uso de filtros anaeróbios e sistema fito-pedológico).

A estrutura experimental abrangeu 4 (quatro) filtros anaeróbios dispostos em paralelo, com fluxo descendente, sem submersão do efluente (não afogado), conforme apresentado na Figura 8.

O material de enchimento utilizado foi a pedra britada comercial para a fixação e desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme.

O detalhamento técnico das variáveis de dimensionamento dos filtros anaeróbios são mostradas na Tabela 7. É importante salientar que o procedimento de cálculo do tempo de detenção hidráulica foi semelhante ao utilizado nos sistemas fitológico e fito-pedológico.

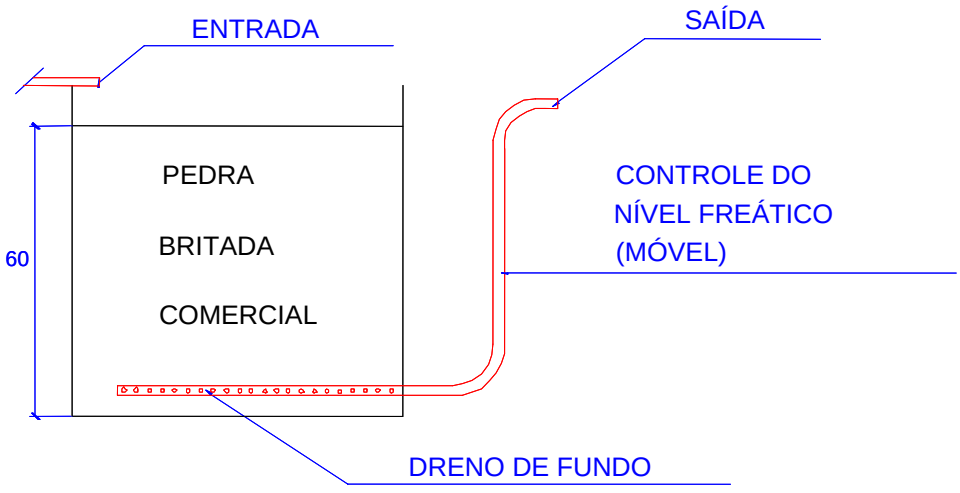


Figura 8. Filtro anaeróbio de fluxo descendente não afogado.

Tabela 7. Variáveis de dimensionamento dos filtros anaeróbios de fluxo descendente não afogado.

Variáveis	Unidades de medida
Relação comprimento/ largura	-----
Largura interna	m
Volume total, Vt	L
Profundidade total	cm
Profundidade útil	cm
Área	m^2
Índice de vazios, ε	-----
Vazão, $Q_{S2\text{-}2a}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2a}$	h
Vazão, $Q_{S2\text{-}2b}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2b}$	h
Vazão, $Q_{S2\text{-}2c}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2c}$	h
Vazão, $Q_{S2\text{-}2d}$	$L\ h^{-1}$
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2d}$	h

5.4.4 Reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs)

No terceiro sistema de tratamento (RAHLF combinado com sistema fito-pedológico) foram montados 2 (dois) reatores anaeróbios com 5 estágios de tratamento cada, como unidades de pós-tratamento do tanque de sedimentação (Figura 9).

Os reatores anaeróbios foram construídos com material de PVC de 100 mm de diâmetro interno, dispostos de forma horizontal. Cada tubo que correspondia a um estágio de tratamento deste sistema foi preenchido com espumas de poliuretano de forma cúbica de 1 cm de lado que serviam como material suporte (leito fixo) para adesão da biomassa.

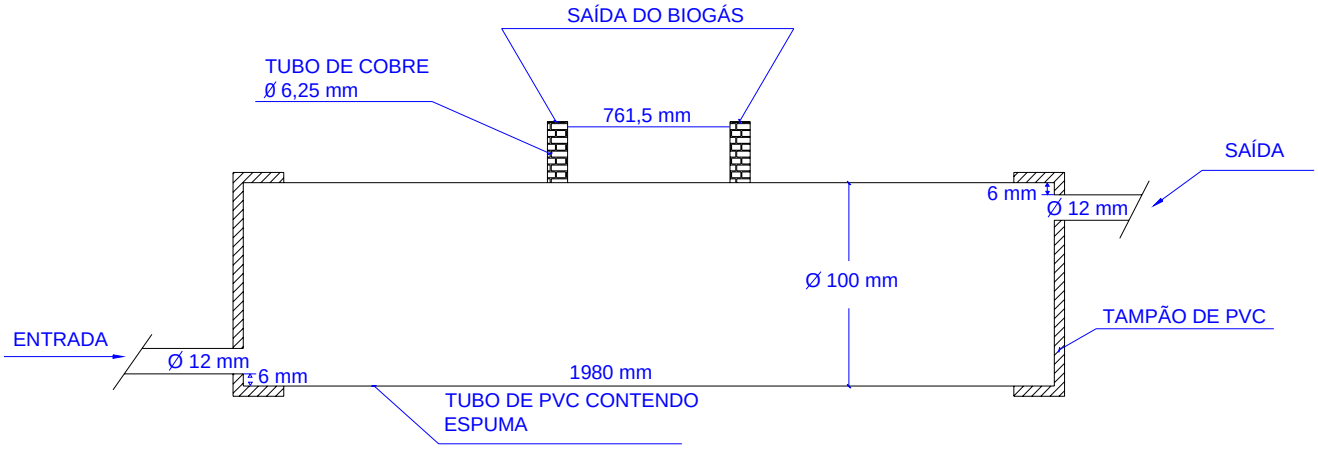


Figura 9. Esquematização dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLFs).

A série de cinco estágios de tratamento por reator foi definida segundo modelo matemático apresentado em Zaiat et al. (1999) que serviu de base para o planejamento das variáveis de dimensionamento deste sistema, conforme consta na Tabela 8 .

De acordo com a equação (E7) tem-se:

$$Ve = \varepsilon Vt \qquad \text{(E7)}$$

em que:

Ve= Volume de escoamento, em L;

ε = Índice de vazios da espuma de poliuretano;

Vt= Volume total do reator, em L;

Para o cálculo do tempo de detenção hidráulica foi utilizada a equação (E6):

$$\theta h = \frac{V\,\varepsilon}{Q} \quad \text{ou} \quad \theta h = \frac{Ve}{Q} \qquad \text{(E6)}$$

em que:

θh= Tempo de detenção hidráulica, em h;

Vt= Volume total do reator, em L;

ε = Índice de vazios da espuma de poliuretano;

Q= Vazão do afluente, em L h^{-1};

Ve= Volume de escoamento, em L.

A equação (E8) utilizada para o cálculo da velocidade superficial do líquido foi:

$$Vs = \frac{Q}{At\,\varepsilon} \qquad \text{(E8)}$$

em que:

Vs= velocidade superficial do líquido, em m h^{-1};

Q= Vazão do afluente, em m^3 h^{-1};

At= Área total, em m^2;

ε = Índice de vazios da espuma de poliuretano.

Tabela 8. Variáveis de dimensionamento dos reatores implantados no projeto.

Características	Unidades de medida
Diâmetro do reator, D	mm
Comprimento/ estágio, L	mm
Comprimento total, L	mm
Relação entre comprimento/ diâmetro, L/ D	-----
Área total (At),	mm^2
Volume total, Vt	L
Volume de escoamento, Ve	L
Índice de vazios da espuma de poliuretano, ε	-----
Densidade aparente das espumas	kg m^{-3}
Vazão, Q_{S3-2a}	L h^{-1}
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S3-2a}	h
Velocidade superficial do líquido, Vs_{S3-2a}	m h^{-1}
Vazão, Q_{S3-2b}	L h^{-1}
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S3-2b}	h
Velocidade superficial do líquido, Vs_{S3-2b}	m h^{-1}

5.5 Procedimentos de análise da qualidade da água

Os Laboratórios de Recursos Hídricos (Departamento de Engenharia Rural- FCA/ UNESP- Botucatu-SP); Ciência do Solo (Departamento de Recursos Naturais Ciência do Solo- FCA/ UNESP- Botucatu-SP) e Processos Biológicos (EESC/ USP- São Carlos-SP) foram os locais designados para efetuar as análises de qualidade da água.

A coleta dos efluentes nos pontos de amostragem em cada sistema de tratamento foi feita mensalmente, durante seus respectivos períodos de funcionamento e as variáveis estudadas foram:

- Ácidos Voláteis Totais- Resultado da concentração de ácidos voláteis totais expressa em mg L^{-1} de ácido acético. Utilização do método titulométrico proposto por Dilallo e Albertson (1961), através da titulação com solução padronizada de H_2SO_4 a 0,04N, (até um pH menor que 3) e com solução padronizada de NaOH a 0,02N para elevar o pH até 4, após fervura da amostra por um tempo de 3 minutos.

- Alcalinidade- Método titulométrico proposto por Dilallo e Albertson (1961) modificado por Ripley et al. (1986) que expressa a medida da alcalinidade como carbonato de cálcio, através da titulação com solução padronizada de H_2SO_4 a 0,04N, até um pH pré-fixado de 4,3.

- Coliformes totais e fecais- Método cromogênico com a utilização de substrato Colilert e cartelas marca Ideex (APHA, 1995). As amostras do efluente mais o substrato eram colocados nas cartelas, as quais eram seladas e incubadas a temperatura de 35^{o}C durante 24 horas, na estufa de cultura e bacteriologia Q-16B. Após este período, era efetuada a contagem do número mais provável de coliformes totais e fecais em 100 ml de amostra (NMP 100 mL^{-1}). As cavidades da cartela, positivas para a contagem de coliformes totais apresentavam coloração amarela intensa. Com auxílio de uma lâmpada UV de comprimento de onda de 365 nm incidida sobre as cartelas, eram identificadas as células positivas para *Escherichia coli* que apresentavam cor azul fluorescente. De acordo com a tabela apresentada pelo método cromogênico por cartela, calculava-se o número mais provável (NMP).

- Condutividade elétrica- Leitura direta através do equipamento condutivímetro DM31- Digimed, que expressou o valor da variável em $\mu S\ cm^{-1}$ a 25^{o}C.

- Demanda química de oxigênio (DQO)- Método da digestão ácida com determinação colorimétrica da variável na faixa entre 0 a 1500 mg L^{-1} DQO, empregando-se o espectrofotômetro modelo DR/ 2010 – HACH. A metodologia descrita no manual deste aparelho fazia uso da digestão ácida em meio com dicromato de potássio e catalizadores, utilizando-se reta padrão embutida na memória do aparelho. Os resultados obtidos com esta metodologia equivaliam-se a descrita em APHA (1995).

- Espécies químicas:

NTK - Metodologia desenvolvida no Departamento Recursos Naturais Ciência do Solo - UNESP- Botucatu, adaptada de acordo com APHA (1995), que expressa a concentração de nitrogênio total Kjeldahl em mg L^{-1}de NTK.

P total - Metodologia adaptada de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA (1995), que expressa a concentração de fósforo total em mg L^{-1}de P total dissolvido.

K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn - Metodologias desenvolvidas no Departamento de Recursos Naturais e Ciência do Solo- UNESP- Botucatu, adaptadas de acordo com APHA (1995), que expressa as concentrações de cada nutriente em mg L^{-1}.

- pH- Leitura direta por meio do medidor de pH- DMPH-2 – Digimed,

- Turbidez - Leitura direta no espectrofotômetro modelo DR/ 2010 – HACH, utilizando a metodologia descrita no manual do aparelho, que expressa a medida da variável em Unidade Nefelométrica de Turbidez (NTU).

- Sólidos em suspensão- Método gravimétrico que expressa o valor da variável em mg L^{-1}, descrito por Teixeira e Kutner (1962), com uso de pré filtros de microfibra de vidro com 47 mm de diâmetro modelo AP20- Millipore.

- Sólidos totais; detergentes; óleos e graxas - Metodologia adaptada a partir do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA ,1995), que expressa os valores das variáveis em mg L^{-1}.

- Vazão - As medições desta variável em todos os pontos de coleta foi feita no próprio local da pesquisa com auxílio de um cronômetro e de provetas que quantificavam o volume do efluente por unidade de tempo.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A importância do projeto de pesquisa quanto a questão da gestão das águas na agricultura irrigada foi discutida em função do desempenho dos sistemas de tratamento, relacionando às suas características de dimensionamento com a qualidade da água de irrigação para fins de reúso.

A apresentação dos dados experimentais abordou resultados dos testes de determinação de índices físicos, utilizados nos cálculos de importantes parâmetros de dimensionamento e resultados de análises físico-químicas e microbiológicas de qualidade da água.

6.1 Caracterização do afluente

Os resultados mostrados na Tabela 9 incluem todas as análises de qualidade da água que caracterizaram o afluente dos sistemas de tratamento, antes de atingir qualquer unidade de tratamento planejada no projeto experimental.

Na discussão sobre o desempenho dos sistemas de tratamento esses dados não serão considerados, visto que, a eficiência de cada sistema foi avaliada entre suas unidades de tratamento. Para avaliação do desempenho das unidades de tratamento foi considerado a partir do efluente do tanque de sedimentação (S1-1, S2-1 e S3-1).

Tabela 9. Resultados médios dos aspectos qualitativos da água residuária antes do processo de tratamento pelos sistemas estudados, em comparação aos padrões de qualidade exigidos pela legislação brasileira vigente (BRASIL, 2005b).

	Parâmetro	**Resultados experimentais**	**Valores máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05**		
			Classe 1	**Classe 2**	**Classe 3**
Aspectos físicos	Condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$)	482,07	(*)	(*)	(*)
	Sólidos dissolvidos totais ($mg\ L^{-1}$)	1630,13	500	500	500
	Turbidez (UNT)	113,27	40	100	100
Aspectos químicos	pH	6,76	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
	DQO ($mg\ L^{-1}$)	880,96	(*)	(*)	(*)
	NTK ($mg\ L^{-1}$)	33,85	(*)	(*)	(*)
	P ($mg\ L^{-1}$)	8,57	0,1	0,1	0,15
	K ($mg\ L^{-1}$)	14,79	(*)	(*)	(*)
	Ca ($mg\ L^{-1}$)	6,02	(*)	(*)	(*)
	Mg ($mg\ L^{-1}$)	2,67	(*)	(*)	(*)
	S ($mg\ L^{-1}$)	19,11	(*)	(*)	(*)
	Fe ($mg\ L^{-1}$)	0,22	0,3	0,3	5,0
	Zn ($mg\ L^{-1}$)	0,03	0,18	0,18	5,0
	Cu ($mg\ L^{-1}$)	0,00	0,009	0,009	0,009
	Mn ($mg\ L^{-1}$)	0,04	0,1	0,1	0,5
	Detergente ($mg\ L^{-1}$)	3,54	(*)	(*)	(*)
	Óleos e graxas ($mg\ L^{-1}$)	0,07	ausente	ausente	Ausente
Aspecto microbiológico	coliformes totais (NMP $100\ mL^{-1}$)	4,51E+10	2,00E+02	1,00E+03	2,50E+04

(*) Parâmetros não definidos pela legislação de acordo com os resultados experimentais.

Os resultados descritos na Tabela 9 consideraram os usos preponderantes da água destinados a irrigação de culturas consumidas cruas (Classe 1), de plantas frutíferas (Classe 2) e de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras (Classe 3); (BRASIL, 2005b).

Ao estabelecer a comparação dos resultados experimentais do afluente de abastecimento dos sistemas de tratamento estudados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/05 (Tabela 9) verifica-se a total limitação do uso da água residuária em atividades agrícolas e o grande impacto ambiental que poderia causar na ausência de tratamento. A água para ser utilizada para irrigação deverá, no mínimo, ser enquadrada dentro de todos os padrões físicos-químicos e microbiológicos de qualidade estabelecidos para a Classe 3 que, de modo geral, inclui limites de tolerância menos rigorosos.

A Tabela 9 mostra que a maioria dos parâmetros experimentais medidos puderam ser comparados com os valores determinados pela legislação (BRASIL, 2005b). Os parâmetros que não constam na Resolução CONAMA 375/05 são também apresentados na Tabela 9, pois são indispensáveis para avaliação da qualidade da água de irrigação que será discutida mais detalhadamente no item 6.4.

Nota-se na Tabela 9 que o valor experimental dos sólidos totais dissolvidos caracterizou um afluente extremamente poluído, já que todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos recursos hídricos (MACÊDO, 2001).

Quanto a turbidez, o resultado experimental caracterizou uma água escura, sem transparência, com redução acentuada da zona eufótica de luz, onde a fotossíntese ainda é possível ocorrer (MACÊDO, 2001).

O pH manteve-se dentro da faixa alcalina estabelecida pela norma legal, demonstrando que o afluente, mesmo sem ter sofrido nenhum processo de tratamento, apresentou valor deste parâmetro recomendado para irrigação.

A concentração de óleos e graxas foi muito baixa, porém considerável, uma vez que não são admitidos valores positivos para este parâmetro, de acordo com a Resolução CONAMA 375/05.

Com exceção do fósforo, que superou os padrões estabelecidos pela legislação, os demais elementos químicos, tais como: Fe, Zn, Cu, Mn, apresentaram suas

concentrações abaixo dos limites legais estabelecidos na Classe 1 (mais rigorosa) em decorrência da maior contribuição de esgoto doméstico no afluente.

O resultado experimental da análise de coliformes totais para o afluente já era esperado pois o esgoto doméstico bruto, geralmente contém mais de 3 milhões de coliformes por 100 mL de amostra (MACÊDO, 2001). Em função de sua caracterização microbiológica que superou demasiadamente os limites estabelecidos para as Classes 1, 2 e 3, considera-se muito acentuada, a potencialidade nociva do afluente em transmitir doenças de veiculação hídrica, acarretando sintomas que vão desde a uma simples dor de cabeça a tão temida febre tifóide (RICHTER e NETTO, 1991).

6.2 Variáveis de dimensionamento dos sistemas de tratamento

6.2.1 Resultados da estimativa dos índices físicos dos leitos filtrantes dos sistemas fitológico e fito-pedológico

A condutividade hidráulica saturada foi estimada em função da velocidade de passagem da água pela amostra, após atingir um valor constante. Para meios filtrantes que não continham solo em sua mistura, como camadas compostas somente de casca de arroz e outras somente de pedra britada, a passagem da água foi muito rápida, não sendo recomendada, nestes casos, a aplicação da fórmula de Darcy por conduzir a erros grosseiros na obtenção dos dados numéricos. Considerando estes princípios do método, sua utilização foi proposta e válida para os sistemas de tratamento S2 e S3.

A Tabela 10 apresenta os resultados dos testes que caracterizaram os substratos filtrantes dos sistemas fito-pedológico S2 e S3 de acordo com a metodologia descrita em Bernardo (2002).

Tabela 10. Caracterização dos substratos dos sistemas de tratamento S2 e S3 em termos de condutividade hidráulica saturada e volume de passagem.

	Substrato filtrante		
	S2 (somente solo)	S2 (solo +casca de arroz)*	S3 (solo +casca de arroz)
A (m^2)	*1,76*	*1,76*	*1,03*
Ks ($m\ h^{-1}$)	*0,1324*	*7,0521*	*7,0521*
Volume de passagem ($m^3\ h^{-1}$)	*0,23*	*12,41*	*7,26*

* camadas de solo+casca de arroz com e sem a camada de areia grossa

Tanto nos leitos filtrantes do sistema S2 que apresentavam ou não as camadas de areia grossa, a caracterização da condutividade hidráulica saturada e volume de passagem, conforme mostra a Tabela 10, foi semelhante. Apesar do S2 apresentar camadas de areia grossa na composição de um dos seus tipos de leitos filtrantes, não houve necessidade da avaliação individual da condutividade hidráulica saturada deste material por não considerá-lo como sendo uma camada de resistência relevante a velocidade de passagem da água, após os testes laboratoriais de determinação da condutividade hidráulica saturada das misturas que continham areia grossa.

Na determinação da porosidade ou índice de vazios dos leitos filtrantes que considerou a pedra britada comercial, a mistura casca de arroz mais solo e a mistura casca de arroz mais solo mais areia grossa, como materiais de análise, observou-se que a areia grossa não manteve estrutura definida, apresentando partículas de fácil movimentação, misturando-se entre a casca de arroz e o solo. Desta forma, tanto os leitos que incluíam ou não a areia grossa em sua composição, apresentaram características similares no aspecto visual e após execução do teste para determinação dos atributos Ds e Dp, conforme mostra a Tabela 11.

Tabela 11. Resultados das análises para determinação de características físicas dos substratos dos sistemas de tratamento.

Substrato	*Atributos físicos*			
	Ds (g cm^{-3})	Dp (g cm^{-3})	Índice de vazios	VTP (%)
Pedra britada comercial	____	2,51		____
Pedra britada comercial	____	____		____
Casca de arroz +solo*	1,14	____	____	
Casca de arroz +solo*	____	2,12	____	46,23

* camadas de solo+casca de arroz com e sem a camada de areia grossa

A densidade da partícula da pedra britada, mostrada na Tabela 11, é a mais representativa deste material, cujo tamanho e espessura eram bem variados mas, dentro dos padrões comerciais mais comuns de serem encontrados.

A Tabela 12 mostra os valores do índice de vazios do sistema S1 e da porosidade dos leitos filtrantes dos sistemas de tratamento S2 e S3.

Tabela 12. Porosidade ou índice de vazios dos leitos filtrantes dos sistemas de tratamento estudados.

Sistemas	*Disposição das camadas dos leitos filtrantes (%)*	*Porosidade ou índice de vazios dos leitos filtrantes*
S1	100 % Pedra britada	0,456
S2	33,4% Casca de arroz Areia Solo 24,6 % Casca de arroz Areia Solo 42% Pedra britada comercial	0,460
S2	67% Casca de arroz Solo 33% Pedra britada comercial	0,460
S3	67% Casca de arroz Solo 33% Pedra britada comercial	0,460

A profundidade útil de cada um dos sistemas de tratamento foi considerada como valor total da altura das camadas. Assim, tomando-se como base a profundidade útil, a altura de cada camada de leito filtrante foi convertida em valores percentuais para o cálculo da disposição das camadas dos leitos filtrantes (Tabela 12).

As camadas do sistema S2 que apresentavam areia grossa em sua composição não alteraram o valor da porosidade total do leito, conforme foi observado na Tabela 11. Dessa forma, para os cálculos efetuados na Tabela 12 foram considerados os valores do índice de vazios da pedra britada comercial e a porosidade da casca de arroz +solo (com e sem areia grossa).

6.2.2 Valores dos parâmetros de dimensionamento dos sistemas de tratamento

As Tabelas 13, 14, 15 e 16 apresentam os valores dos parâmetros de dimensionamento de todas as estruturas dos sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

Tabela 13. Resultados dos parâmetros de dimensionamento do tanque de sedimentação por câmara.

Parâmetros	Valor
Relação comprimento/ largura	1,16
Largura interna, Li (m)	1,23
Volume total (L)	1000
Profundidade total (cm)	70
Profundidade útil, Pu (cm)	60
Vazão, Q (L h^{-1})	524,70
Velocidadade de escoamento, Ve (m h^{-1})	0,71
Tempo de detenção hidráulica, θh’ (h)	2

Na Tabela 13 o tanque de sedimentação com três câmaras em série foi dimensionado para a vazão de 524,70 L h^{-1} responsável pelo abastecimento de todas as demais estruturas de tratamento estudadas e de outras também implantadas no local experimental. A

baixa turbulência do afluente, a uma velocidade de escoamento de 0,71 m h^{-1} foi favorável para o aumento da eficiência de tratamento desta estrutura. A decantação é tanto maior quanto maior o tempo de detenção hidráulica e maior a tranqüilidade hidráulica (ANDRADE NETO et al.,1999a)

Tabela 14. Resultados dos parâmetros de dimensionamento do sistema fitológico (S1).

Parâmetros	Valor
Diâmetro interno (m)	1,216
Volume total, Vt (L)	1000
Profundidade total (cm)	84,5
Profundidade útil (cm)	60
Área (m^2)	1,16
Índice de vazios, ε	0,456
Vazão, Q_{S1-2t} (L h^{-1})	40,55
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S1-2t} (h)	11
Vazão, Q_{S1-2*} (L h^{-1})	38,65
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S1-2*} (h)	12
Vazão, Q_{S1-2j} (L h^{-1})	32,53
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S1-2j} (h)	14
Vazão, Q_{S1-2i} (L h^{-1})	36,15
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S1-2i} (h)	13
Vazão, Q_{S1-2l} (L h^{-1})	29,11
Tempo de detenção hidráulica, θh_{S1-2l} (h)	16

O dimensionamento da estrutura de tratamento S1, mostrada na Tabela 14 foi feito para a vazão de 35,50$\pm$ 4,62 L h^{-1} a um tempo de detenção hidráulica de 13,2$\pm$ 1,92 h, com leitos filtrantes não afogados.

Tabela 15. Resultados dos parâmetros de dimensionamento dos filtros anaeróbios e do sistema fito-pedológico (S2).

Filtros anaeróbios		***Sistema fito-pedológico***	
Parâmetro	**Valor**	**Parâmetro**	**Valor**
Relação comprimento/ largura	1,16	Relação comprimento/ largura	1,16
Largura interna (m)	1,23	Largura interna (m)	1,23
Volume total, Vt (L)	1000	Volume total, Vt (L)	1000
Profundidade total (cm)	70	Profundidade total (cm)	70
Profundidade útil (cm)	60	Profundidade útil (cm)	60
Área (m^2)	1,76	Área (m^2)	1,76
Índice de vazios, ε	0,456	Porosidade do leito, ε	0,46
Vazão, $Q_{S2\text{-}2a}$ ($L\ h^{-1}$)	43,5	Vazão, $Q_{S2\text{-}3*}$ ($L\ h^{-1}$)	21,9
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2a}$ (h)	10	Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3*}$ (h)	21
Vazão, $Q_{S2\text{-}2b}$ ($L\ h^{-1}$)	38,3	Vazão, $Q_{S2\text{-}3c}$ ($L\ h^{-1}$)	31,4
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2b}$ (h)	12	Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3c}$ (h)	15
Vazão, $Q_{S2\text{-}2c}$ ($L\ h^{-1}$)	46,4	Vazão, $Q_{S2\text{-}3jI}$ ($L\ h^{-1}$)	18,8
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2c}$ (h)	10	Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3jI}$ (h)	24
Vazão, $Q_{S2\text{-}2d}$ ($L\ h^{-1}$)	44	Vazão, $Q_{S2\text{-}3jII}$ ($L\ h^{-1}$)	25
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}2d}$ (h)	10	Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S2\text{-}3jII}$ (h)	18

É importante observar na Tabela 15 que a vazão de entrada no sistema fito-pedológico S2 ($Q_{S2\text{-}2a}$, $Q_{S2\text{-}2b}$, $Q_{S2\text{-}2c}$, $Q_{S2\text{-}2d}$) de 43,05$\pm$3,41 $L\ h^{-1}$ foi maior que a vazão de saída de 24,27$\pm$5,38 $L\ h^{-1}$ ($Q_{S2\text{-}3*}$, $Q_{S2\text{-}3c}$, $Q_{S2\text{-}3jI}$, $Q_{S2\text{-}3jII}$), caracterizando um leito filtrante afogado para o sistema fito-pedológico (S2), com tempo de detenção hidráulica de 19,5$\pm$3,87 h.

Tabela 16. Resultados dos parâmetros de dimensionamento dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLs) e do sistema fito-pedológico (S3).

RAHLs		***Sistema fito-pedológico***	
Parâmetro	**Valor**	**Parâmetro**	**Valor**
Diâmetro do reator, D (mm)	100	Relação comprimento/ largura	0,83
Comprimento/ estágio, L (mm)	1980	Largura interna (m)	1,11
Comprimento total, L (mm)	9900	Volume total, Vt (L)	500
Relação entre comprimento/ diâmetro, L/ D	99	Profundidade total (cm)	70
Área total (At), (mm^2)	7854	Profundidade útil (cm)	60
Volume total, Vt (L)	77,75	Área (m^2)	1,03
Volume de escoamento, Ve(L)	31,10		
Índice de vazios, ε	0,40	Porosidade do leito, ε	0,46
Densidade aparente das espumas (kg m^{-3})	23		
Vazão, $Q_{S3\text{-}2a}$ (L h^{-1})	5,26	Vazão, $Q_{S3\text{-}3j}$ (L h^{-1})	5,26
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S3\text{-}2a}$ (h)	5,91	Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S3\text{-}3j}$ (h)	44
Velocidade superficial do líquido, $Vs_{S3\text{-}2a}$ (m h^{-1})	1,67		
Vazão, $Q_{S3\text{-}2b}$ (L h^{-1})	3,01	Vazão, $Q_{S3\text{-}3c}$ (L h^{-1})	3,01
Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S3\text{-}2b}$ (h)	10,33	Tempo de detenção hidráulica, $\theta h_{S3\text{-}3c}$ (h)	76
Velocidade superficial do líquido, $Vs_{S3\text{-}2b}$ (m.h^{-1})	0,96		

No dimensionamento do sistema de tratamento S3 (Tabela 16), apesar dos RAHLFs apresentarem estruturas físicas de montagem idênticas, ambos mostraram diferenças operacionais muito relevantes que influenciaram diretamente o sistema fito-

pedológico subseqüente. A diferença entre os tempos de detenção hidráulica das estruturas que compunham o sistema fito-pedológico foi de 32 horas.

6.3 Desempenho dos sistemas de tratamento

Os principais parâmetros indicadores do desempenho dos sistemas estudados foram: pH, DQO, sólidos em suspensão, NTK e P total.

Os gráficos de dispersão mostrados para análise dos resultados em todos os sistemas de tratamento, apresentam a oscilação dos valores dos parâmetros estudados em função do período de funcionamento dos sistemas.

Para a visualização da posição, dispersão e assimetria dos dados obtidos nas unidades de tratamento dos sistemas, são apresentadas os gráficos do tipo “box plot”, seguindo-se padrões definidos por Morettin e Bussab (2003), que contêm os valores dos parâmetros em função dos quantis (1^{o} quartil, mediana e 3^{o} quartil), complementando as informações fornecidas pelos gráficos de dispersão.

As Figuras 10, 11 e 12 apresentam os valores do pH, respectivamente para os sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

Os resultados descritos nas Figuras 10, 11 e 12 indicam que os sistemas de tratamento mantiveram uma faixa de pH adequada para o processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica presente na água residuária (VON SPERLING, 1996a). Os valores mínimo e máximo detectados, respectivamente, nos sistemas foram de: 5,94 e 7,43 (Sistema S1); 6,02 e 7,34 (Sistema S2) e 6,11 e 7,21 (Sistema S3).

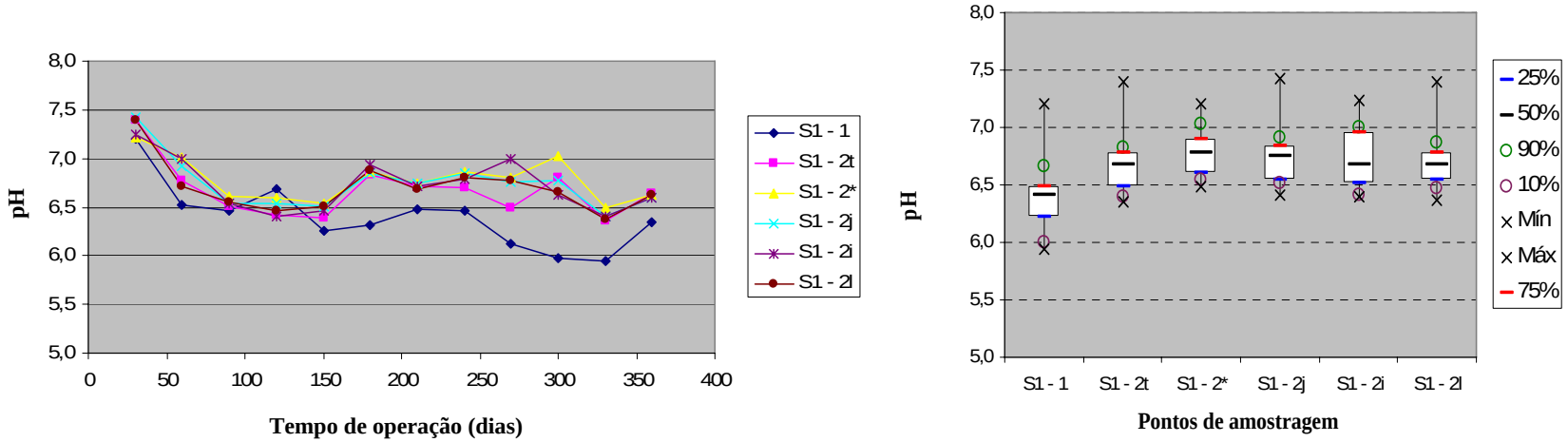
A tendência de aumento do valor do pH das unidades de tratamento primárias para as demais unidades dos sistemas está associada ao aumento da alcalinidade (MACÊDO, 2001).

Admitindo-se que a alcalinidade é a medida da capacidade que as águas apresentam em neutralizar ácidos orgânicos voláteis (acético, propiônico, butírico, entre outros) que podem desestabilizar os sistemas de tratamento de água (RIPLEY et al. 1986), foram feitas análises de ácidos voláteis e alcalinidade, no sistema S3.

Os valores da concentração de ácidos voláteis, conforme o esperado, foi reduzindo no decorrer das unidades de tratamento do Sistema S3. Nas unidades primárias

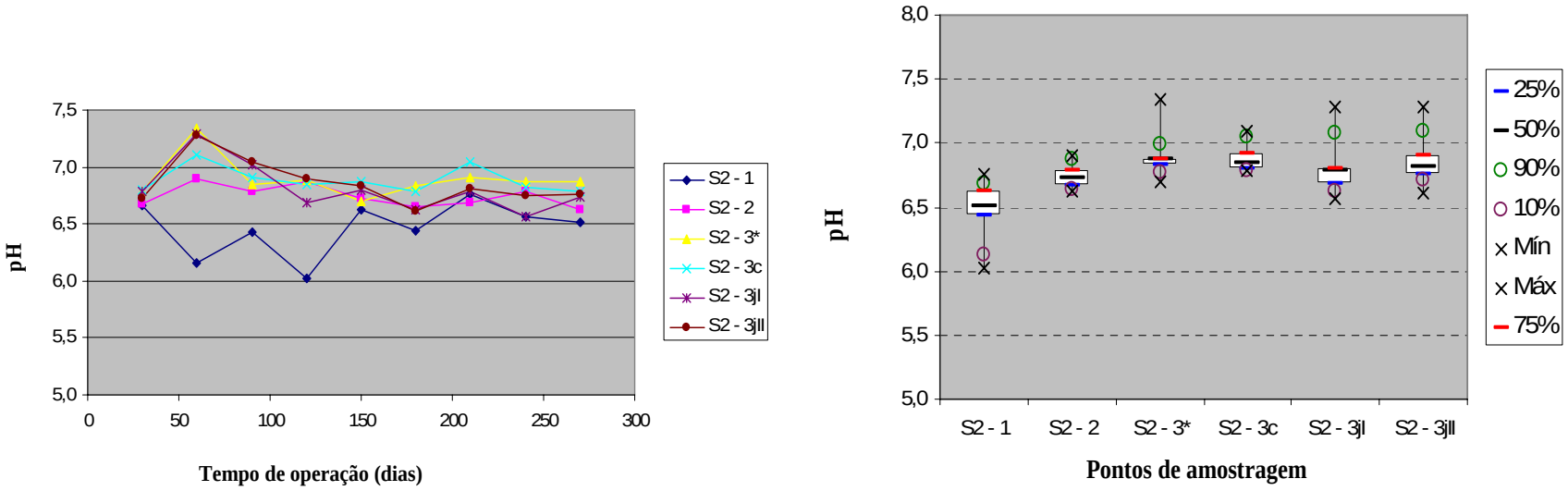
(S3-1a; S3-1b) estiveram entre 98 a 234 mg HAc L^{-1}, nas unidades secundárias (S3-2a; S3-2b) estiveram entre 53 a 140 mgHAc L^{-1}e nas unidades terciárias entre 29 a 98 mg HAc L^{-1}.

Quanto a alcalinidade, assim como ocorreu no pH, os valores apresentaram tendências de aumento. Nas unidades primárias estiveram entre 102 a 293 mg$CaCO_3$ L^{-1}, nas unidades secundárias estiveram entre 203 a 274 mg$CaCO_3$ L^{-1}e nas unidades terciárias entre 200 a 339 mg $CaCO_3$ L^{-1}.



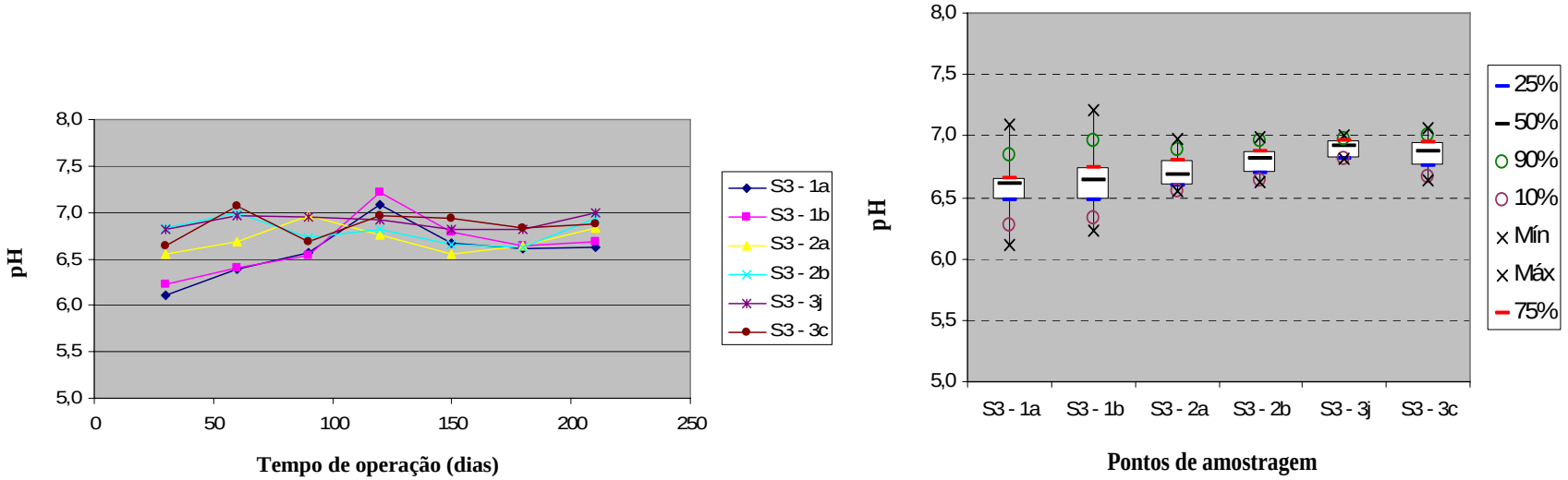
(a) (b)

Figura 10. (a) Resultados do pH em função do tempo de operação do sistema de tratamento S1; (b) Distribuição dos dados do pH no sistema de tratamento S1 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 11. (a) Resultados do pH em função do tempo de operação do sistema de tratamento S2; (b) Distribuição dos dados do pH no sistema de tratamento S2 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 12. (a)Resultados do pH em função do tempo de operação do sistema de tratamento S3; (b) Distribuição dos dados do pH no sistema de tratamento S3 em função dos pontos de amostragem.

As Figuras 13, 14 e 15 apresentam os valores da DQO, respectivamente para os sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

Na Figura 13 nota-se na unidade de tratamento primário do afluente (S1-1), picos de aumento do valor da DQO que atingiu valor máximo no 240º dia de funcionamento do sistema de tratamento com variação de 417 mg L^{-1} entre o maior e o menor valor obtido. Apesar destas variações acentuadas nos valores da DQO da unidade primária, observa-se que a maioria das estruturas de tratamento secundário do sistema S1 (S1-2*; S1-2j; S1-2i; S1-2l) mantiveram um padrão mais estável com faixa de variação menor, equivalente a diferença de 222 mg L^{-1} entre o maior e o menor valor obtido. Isso indica a manutenção da estabilidade da maioria das unidades de tratamento do sistema S1 em situações de variação da carga orgânica associada ao parâmetro da DQO. Considerando os valores da mediana, foi obtida uma eficiência de remoção da DQO menor na unidade S1-2t de 84% e maior na unidade S1-2j de 90,5%.

No sistema de tratamento S2 (Figura 14) não é observado um padrão tão estável como no sistema S1, principalmente quanto ao comportamento das estruturas secundárias de tratamento (S2-2). A maior eficiência de remoção, considerando os valores da mediana foi de 89%, observada na unidade S2-3jII, enquanto que, nas estruturas S2-2 foi obtido a menor eficiência de 70,3%.

O afluente de abastecimento (S1-1a e S1-1b) das unidades secundárias do sistema de tratamento S3 (Figura 15) apresentam valores decrescentes da DQO até aproximadamente o 110º e no período final de funcionamento do sistema manteve um padrão mais estável sem picos extremos de variação dos valores. Ao contrário dos sistemas de tratamento S1 e S2 (Figuras 13 e 14) o comportamento das unidades de tratamento secundárias S3- 2a; S3-2b e terciária S3-3c, com exceção do ponto S3-3j, apresentaram picos de acréscimo e decréscimo do parâmetro DQO, não acompanhando o mesmo padrão do afluente. Para o sistema de tratamento S3, o maior valor de redução da DQO de 81% foi no ponto S3-3j e o menor valor foi de 42%, obtido no ponto S3-2b.

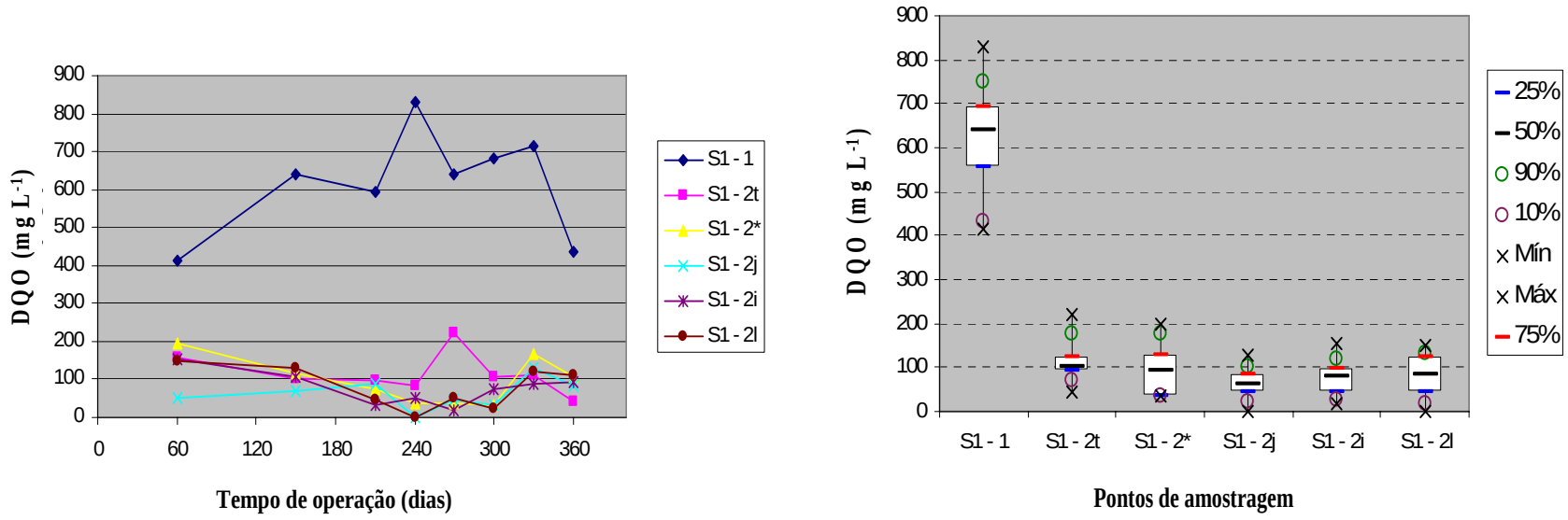
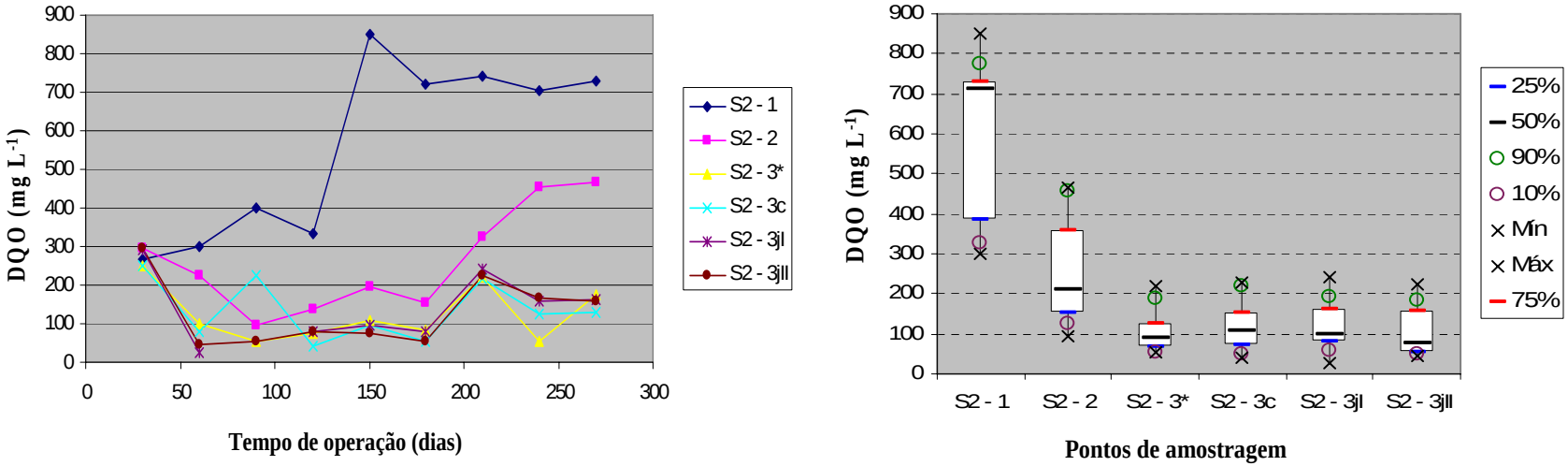
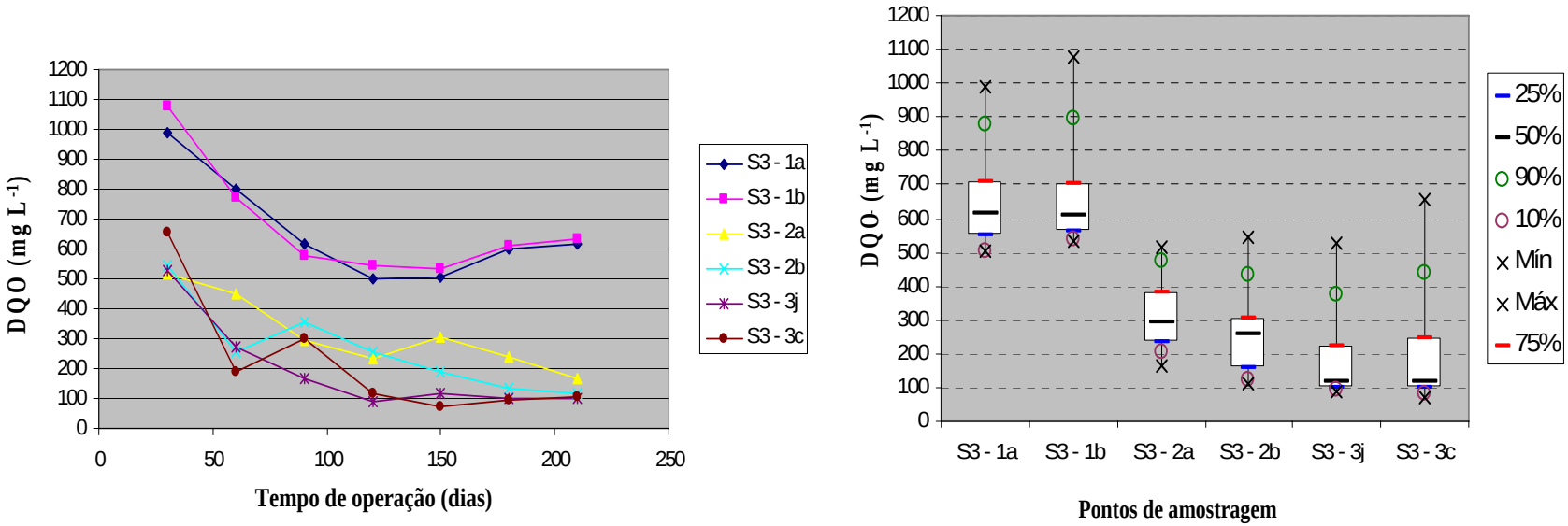


Figura 13. (a) Resultados da DQO em função do tempo de operação do sistema de tratamento S1; (b) Distribuição dos dados da DQO no sistema de tratamento S1 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 14. (a) Resultados da DQO em função do tempo de operação do sistema de tratamento S2; (b) Distribuição dos dados da DQO no sistema de tratamento S2 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 15. (a) Resultados da DQO em função do tempo de operação do sistema de tratamento S3; (b) Distribuição dos dados da DQO no sistema de tratamento S3 em função dos pontos de amostragem.

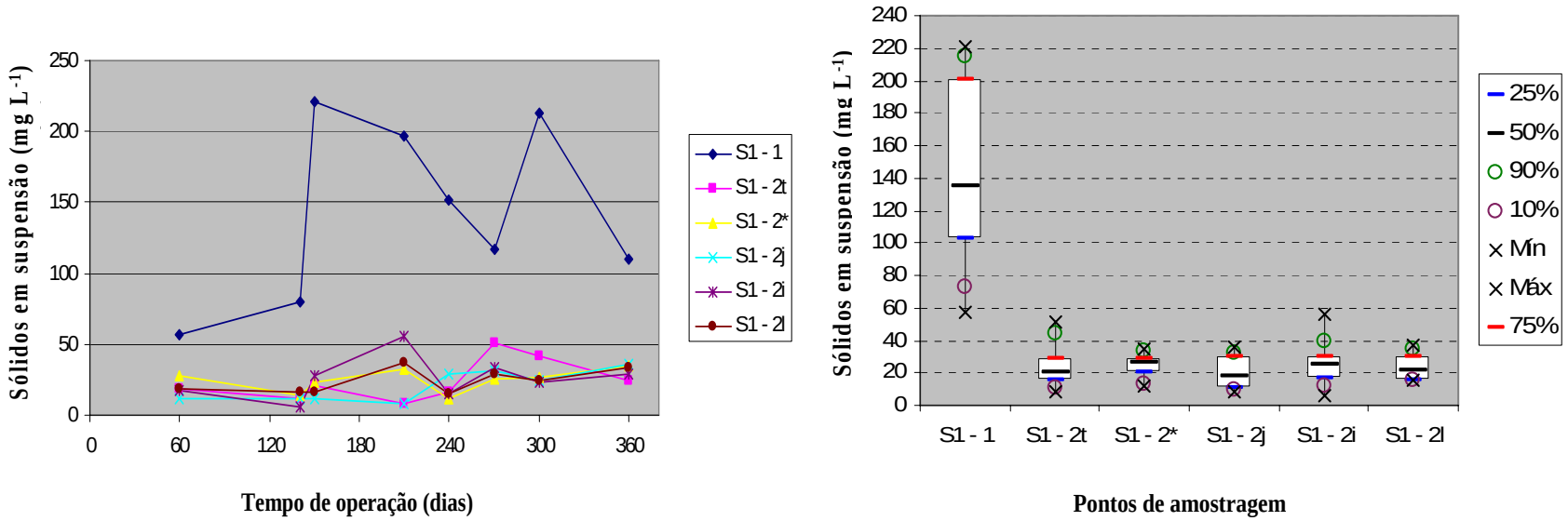
As Figuras 16, 17 e 18 apresentam os valores da concentração de sólidos em suspensão nos sistemas S1, S2 e S3, respectivamente.

Da mesma forma que no parâmetro DQO, foi observado que em todos os sistemas de tratamento (Figuras 16, 17 e 18) houve redução considerável nos valores dos sólidos suspensos.

No sistema S1 (Figura 16), apesar do sistema primário (S1-1) apresentar valores com picos acentuados de acréscimo e decréscimo, as demais unidades de tratamento mantiveram um padrão de eficiência de remoção entre 81 a 87%, considerando os valores da mediana.

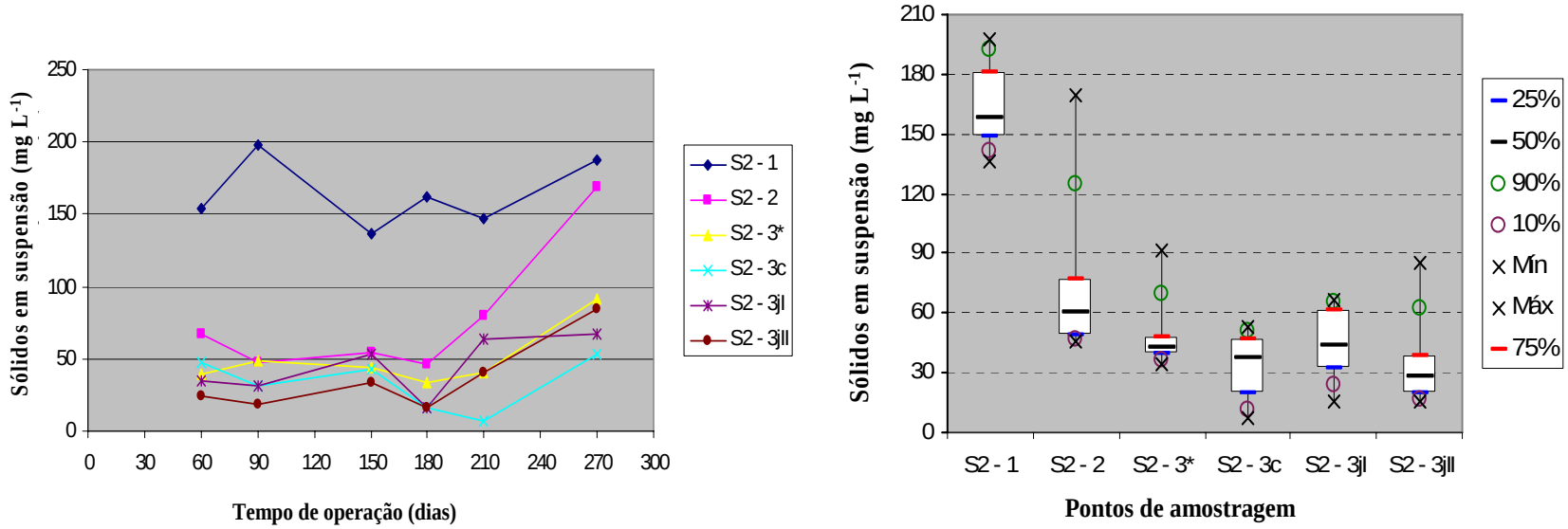
Observa-se no sistema S2 (Figura 17) que na unidade S2-2 houve um aumento considerável dos sólidos em suspensão a partir do 180º dia de funcionamento afetando o desempenho da maioria das unidades de tratamento subseqüentes. As eficiências de remoção para a maioria dos pontos de tratamento foram menores em relação ao sistema S1 (Figura 16). Considerando os valores da mediana, a menor remoção foi de 61% na estrutura S2-2 e a maior foi de 82% na estrutura S2-3jII.

No sistema S3 (Figura 18), comparando a unidade S3-2a com a S3-2j, foi observado que, na maioria do período de funcionamento do sistema, a concentração de sólidos em suspensão foi menor na estrutura S3-2a que obteve 71% de eficiência de remoção do parâmetro. Da mesma forma, o ponto S3-2b em relação ao S3-2c apresentou valores menores de sólidos em suspensão, com remoção de 80%.



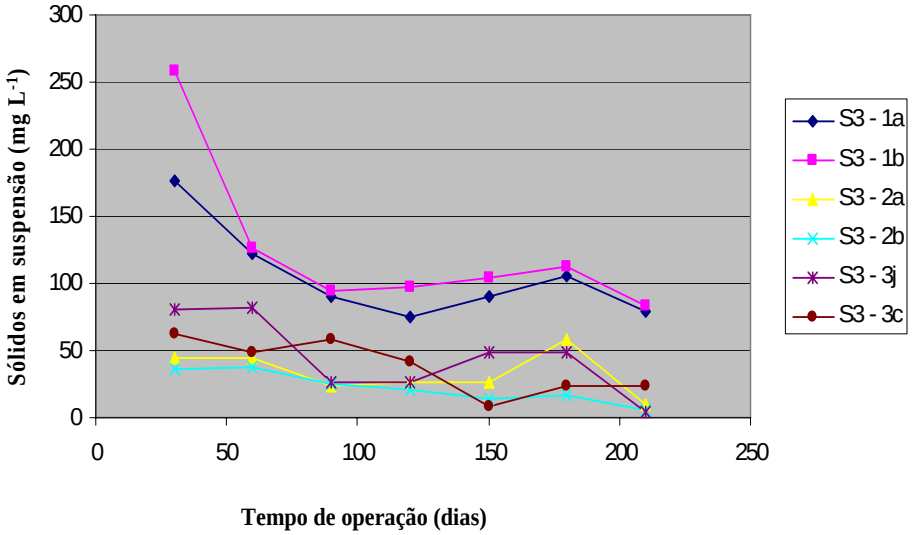
(a) (b)

Figura 16. (a) Resultados do parâmetro sólidos em suspensão em função do tempo de operação do sistema de tratamento S1; (b) Distribuição dos dados dos sólidos em suspensão no sistema de tratamento S1 em função dos pontos de amostragem.

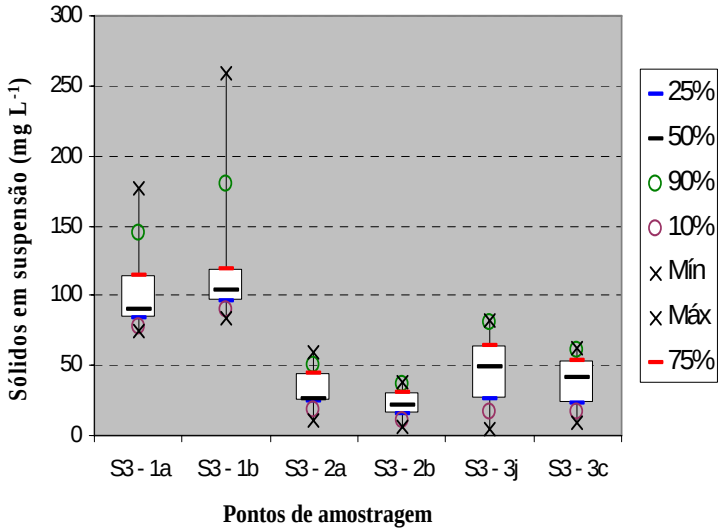


(a) (b)

Figura 17. (a) Resultados do parâmetro sólidos em suspensão em função do tempo de operação do sistema de tratamento S2.
(b) Distribuição dos dados dos sólidos em suspensão no sistema de tratamento S2 em função dos pontos de amostragem.



(a)



(b)

Figura 18. (a) Resultados do parâmetro sólidos em suspensão em função do tempo de operação do sistema de tratamento S3; (b) Distribuição dos dados dos sólidos em suspensão no sistema de tratamento S3 em função dos pontos de amostragem.

As Figuras 19, 20 e 21 apresentam os valores da concentração de NTK nos sistemas de tratamento S1, S2 e S3, respectivamente.

Na Figura 19 nota-se, na maioria do período de funcionamento do sistema um aumento na concentração do NTK nas unidades de tratamento secundárias do sistema S1 que atingiu valor máximo de 23,8%. Considerando os valores da mediana, nota-se que o maior valor foi atingido na estrutura S1-2l enquanto que o menor valor obtido foi no ponto S1-2* que promoveu o aumento de 15,8% do NTK em relação ao ponto S1-1.

No período de funcionamento do sistema S2 (Figura 20) entre o 90º ao 120º dia a concentração de NTK na estrutura S2-1 apresentava-se maior que as demais unidades de tratamento do sistema. Considerando os valores da mediana, o aumento máximo da concentração de NTK foi de 23,2% e o mínimo foi de 2,3%, em relação a estrutura S2-2 onde foi obtido o menor valor da concentração de NTK.

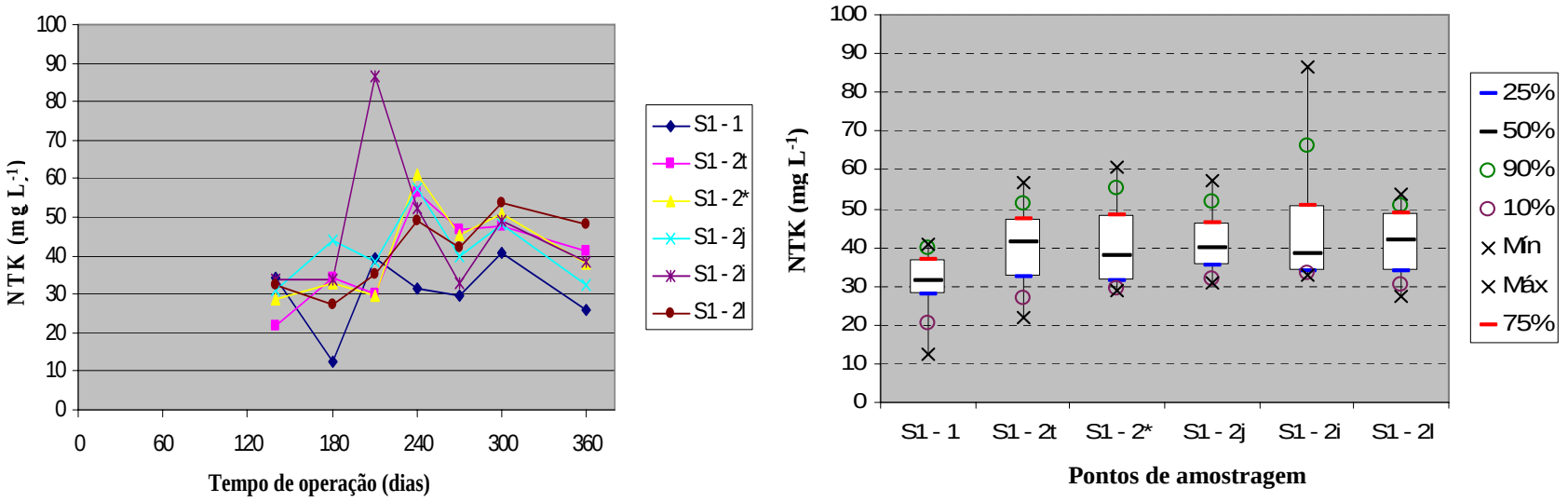
Analisando o comportamento das unidades de tratamento S3-1a, S3-2a e S3-3j (Figura 21) observa-se que do 90º ao 145º dia o ponto S3-2a apresentou maior concentração de NTK em relação ao S3-1a. Em contrapartida, o ponto S3-3j do 90º ao 135º dia apresentou maior concentração de NTK em relação ao S3-1a. Considerando os valores da mediana, a concentração de NTK foi a mesma para os pontos S3-1a e S3-2a, sofrendo redução de 10,9% para o ponto S3-2j.

Nas unidades de tratamento S3-1b, S3-2b e S3-3c (Figura 21) observa-se que do 90º ao 95º dia e do 160º ao 190º dia o ponto S3-2b apresentou concentração de NTK maior que o S3-1b. A estrutura S3-3c praticamente durante todo o período de funcionamento do sistema manteve a concentração de NTK mais baixa em relação ao S3-1b. Considerando os valores das medianas, a concentração de NTK sofreu redução de 11,7% na estrutura S3-2b e de 38,3% na estrutura S3-3c, em relação a S3-1b.

A tendência de aumento dos valores de NTK, apesar de ter sido pequena na maioria das unidade de tratamento, conforme já discutido anteriormente (Figuras 19, 20 e 21) foi atribuída a interferências biológicas de proliferação de microorganismos (geralmente cianobactérias) captadores e fixadores de nitrogênio atmosférico (BOYDE e TUCKER, 1998).

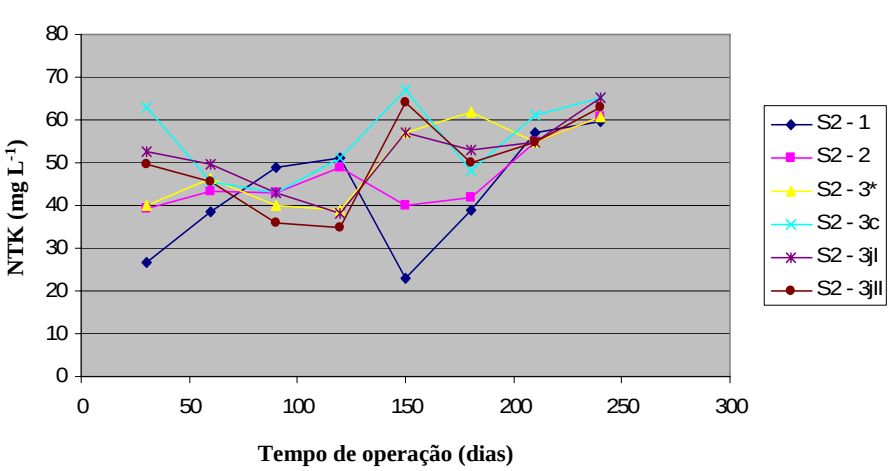
Na unidade de tratamento S3-3c houve redução da concentração de NTK uma vez que, o período de amostragem e análise da água sucedeu-se entre os meses de

abril a agosto (períodos mais frios com menor incidência de cianobactérias). Neste caso, o nitrogênio nítrico foi lixiviado através do perfil do substrato filtrante do sistema fito-pedológico ou houve perdas pelo processo de desnitrificação, através do qual os nitratos são reduzidos a óxido nitroso ou nitrogênio elementar e perdidos para a atmosfera em forma gasosa (LOPES, 1989). Tais processos de perda do nitrogênio tiveram maior probabilidade de ocorrência nesta unidade de tratamento, em especial, pelo fato desta apresentar um tempo de detenção hidráulica de 32 horas a mais que o outro sistema fito-pedológico que também fazia parte da estrutura experimental S3 (a unidade S3-3j).

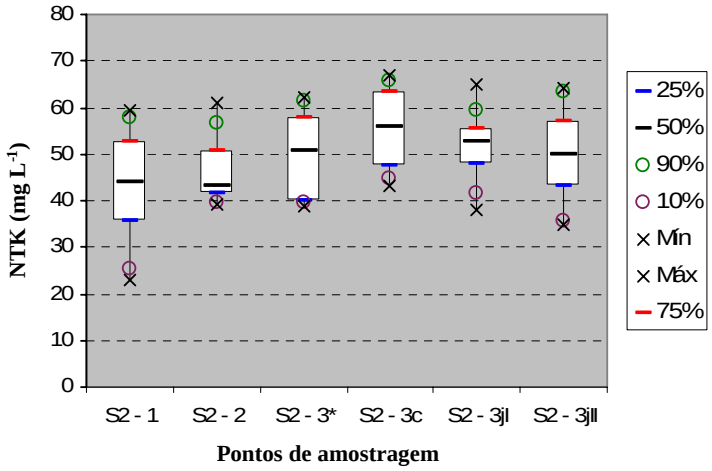


(a) (b)

Figura 19. (a) Resultados da concentração de NTK em função do tempo de operação do sistema de tratamento S1; (b) Distribuição dos dados do NTK no sistema de tratamento S1 em função dos pontos de amostragem.

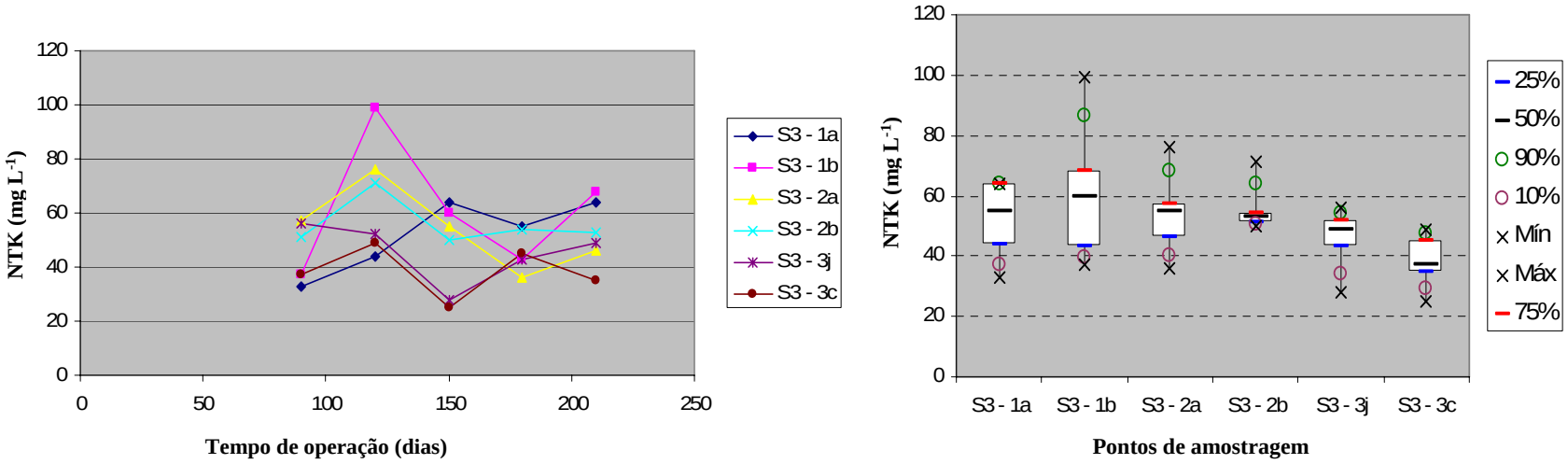


(a)



(b)

Figura 20. (a) Resultados da concentração de NTK em função do tempo de operação do sistema de tratamento S2; (b) Distribuição dos dados do NTK no sistema de tratamento S2 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 21. (a) Resultados da concentração de NTK em função do tempo de operação do sistema de tratamento S3; (b) Distribuição dos dados do NTK no sistema de tratamento S3 em função dos pontos de amostragem.

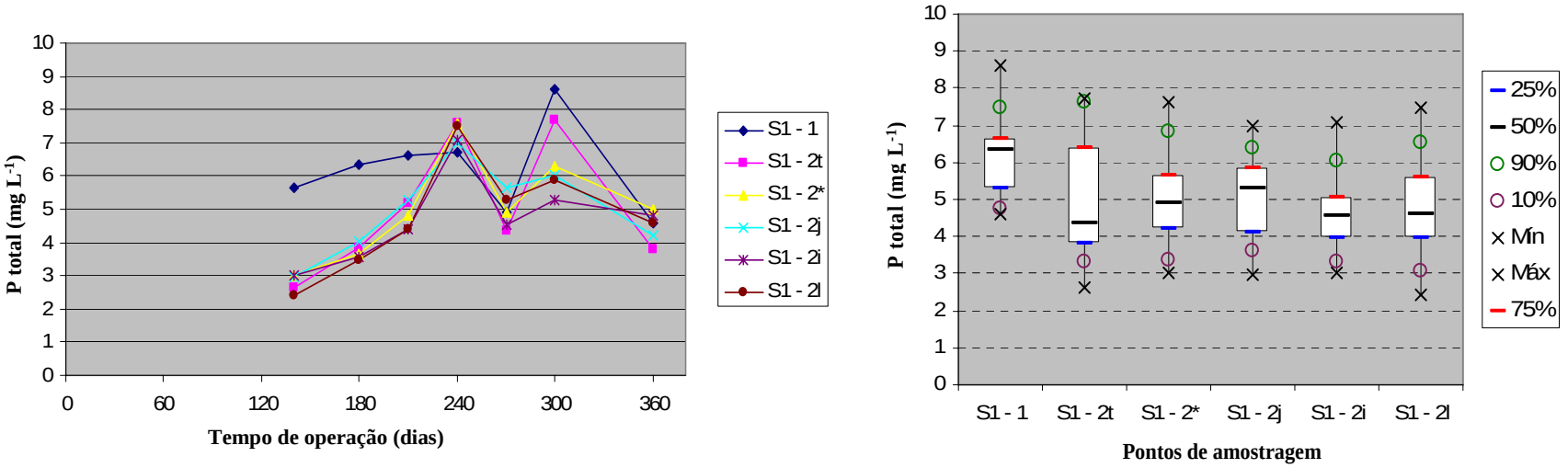
As Figuras 22, 23 e 24 apresentam os valores da concentração de P total nos sistemas de tratamento S1, S2 e S3, respectivamente.

Na maioria do período de funcionamento do sistema S1 (Figura 22), exceto entre os dias 230 a 280º a concentração do P total manteve-se em níveis mais baixos nas unidades de tratamento secundárias do sistema em relação ao ponto S1-1. Considerando os valores da mediana foi encontrado maior percentual de redução do P total no ponto S1-2t de 33,3%, enquanto que, as demais unidades de tratamento secundário mantiveram um percentual de redução de 16,6% em relação ao ponto S1-1.

Na Figura 23, nota-se que a partir do 35º dia de funcionamento do sistema, todas as unidades de tratamento mantiveram os níveis de P total abaixo do ponto S2-1. Considerando os valores da mediana foi observado uma redução na concentração de P total de 46,1% no ponto S2-2, de 61,5% no ponto S2-3c e de 69,2% nas demais unidades de tratamento secundário do sistema, em relação a S2-1.

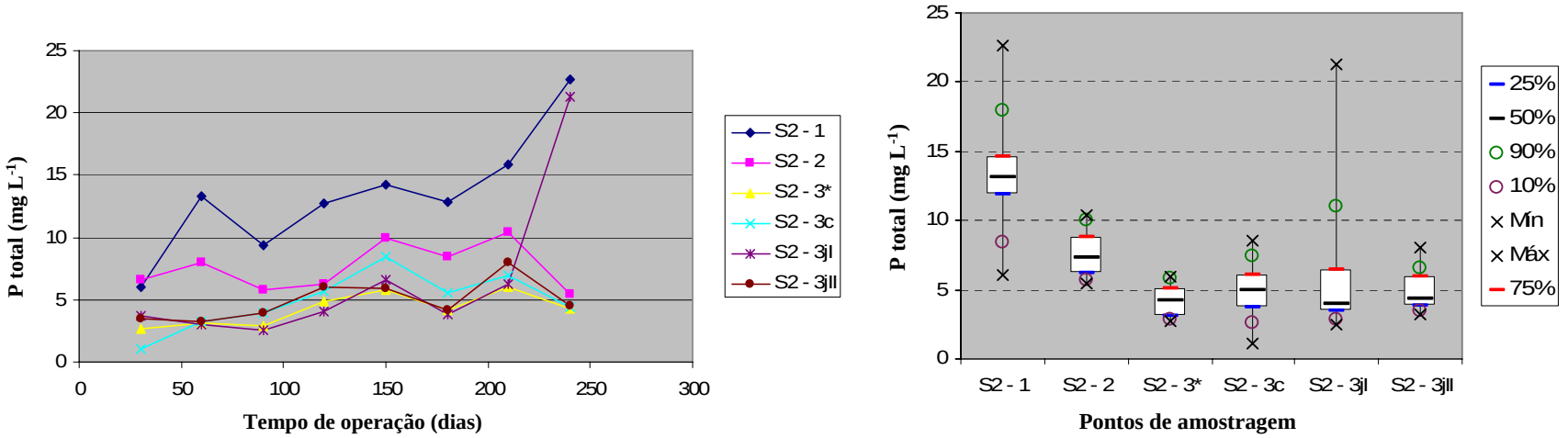
Considerando os pontos S3-1a, S3-2a e S3-3j foi observado na Figura 24 que durante todo o período de funcionamento do sistema houve redução na concentração de P total que foi de 9,1% e 72,7% nos pontos S3-2a e S3-3j, respectivamente, em relação a S3-1a. Comportamento semelhante foi constatado para os pontos S3-1b, S3-2b e S3-3c onde houve os mesmos percentuais de redução dos pontos S3-2b (9,1%) e S3-3c (72,7%) em relação ao S3-1b.

A remoção do fósforo, observada nas unidades de tratamento (Figuras 22, 23 e 24), principalmente nos sistemas fitológico (S1) e fito-pedológico (S2 e S3), ocorreu pela sua adsorção, nos leitos filtrantes, em forma disponível, onde houve a conversão deste elemento químico em material celular fundamental para o metabolismo das plantas envolvidas no projeto experimental.



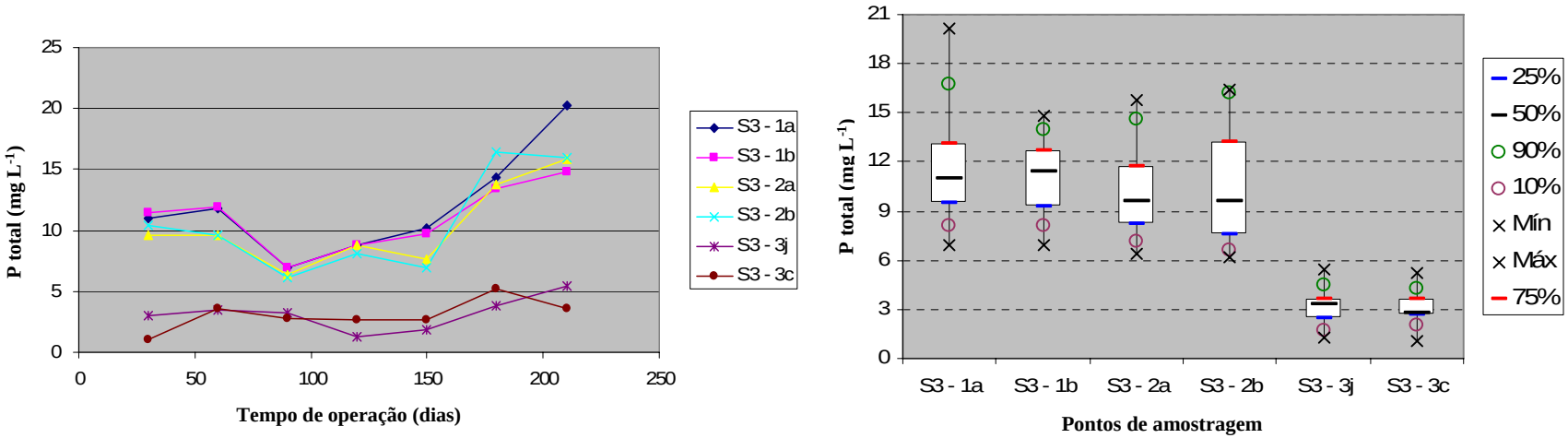
(a) (b)

Figura 22. (a) Resultados da concentração de P total em função do tempo de operação do sistema de tratamento S1; (b) Distribuição dos dados do P total no sistema de tratamento S1 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 23. (a) Resultados da concentração de P total em função do tempo de operação do sistema de tratamento S2; (b) Distribuição dos dados do P total no sistema de tratamento S2 em função dos pontos de amostragem.



(a) (b)

Figura 24. (a) Resultados da concentração de P total em função do tempo de operação do sistema de tratamento S3; (b) Distribuição dos dados do P total no sistema de tratamento S3 em função dos pontos de amostragem.

A discussão dos resultados do desempenho dos sistemas de tratamento foi abordada anteriormente de forma geral destacando: a) o comportamento dos parâmetros em função do tempo com enfoque na estabilidade do processo e b) os padrões dos valores em função dos quartis, enfatizando os valores da mediana para os cálculos de eficiência de remoção.

Para concluir o processo de análise do desempenho dos sistemas de tratamento foi necessário considerar e destacar isoladamente quais unidades obtiveram os melhores resultados de eficiências de remoção dos parâmetros estudados neste tópico do trabalho.

Na Tabela 17 são destacados os percentuais de eficiência de remoção da DQO, NTK e P total, em função da análise de desempenho das unidades dos sistemas S1, S2 e S3.

Tabela 17. Percentuais de eficiência de remoção da DQO, NTK e P total, em função da análise de desempenho das unidades dos sistemas S1, S2 e S3.

Sistema de tratamento	Análise do desempenho	Unidades secundárias (%)	Unidades terciárias (%)	Unidade(s) destaque
S1	Remoção da DQO	**84 - 90,5**	——	S1-2* S1-2j
	Remoção dos sólidos em suspensão	**81 - 87**	——	S1-2* S1-2j
	Remoção do NTK	0	——	——
	Remoção do P total	**33,3**	——	S1-2t
S2	Remoção da DQO	70,3	**84 - 89**	S2-3* S2-3jII
	Remoção dos sólidos em suspensão	61	**82**	S2-3jII
	Remoção do NTK	0	0	——
	Remoção do P total	46,1	**69,2**	S2-3* S2-3jI S2-3jII
S3	Remoção da DQO	52	**81**	S3-3j
	Remoção dos sólidos em suspensão	**71 - 80**	45 - 60	S3-2a S3-2b
	Remoção do NTK	11,7	**38,3**	S3-3c
	Remoção do P total	9,1	**72,7**	S3-3j S3-3c

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 17, são válidas as seguintes discussões:

Para a variável DQO:

- Sistema 1: Entre as unidades de tratamento secundário do efluente a diferença entre o valor máximo e mínimo de eficiência de remoção da DQO foi de somente 6,5%. A unidade testemunha do sistema fitológico (S1-2*) foi também eficiente na remoção da DQO, embora seu percentual de redução tenha sido menor que o ponto S1-2j.

- Sistema 2: Entre as unidades de tratamento terciário do efluente a diferença entre o valor máximo e mínimo da DQO foi de somente 5%. Da mesma forma que no sistema S1, a unidade testemunha (S2-3*) foi também eficiente na remoção da DQO, embora seu percentual de redução tenha sido menor que o ponto S2-3jII.

- Sistema 3: Na unidade de tratamento terciária do sistema no ponto S3-3j foi obtido a melhor remoção da DQO, com resultado percentual um pouco inferior em relação aos outros sistemas de tratamento.

Na redução dos sólidos em suspensão:

- Sistema 1: A unidade de tratamento S2-2j obteve um percentual de redução de sólidos em suspensão maior que as demais unidades de tratamento secundário do sistema, mas apresentou pouca diferença em relação a unidade S2-2*. Assim, essas duas unidades de tratamento receberam destaque quanto a avaliação do parâmetro.

- Sistema 2: Entre as unidades de tratamento terciário do efluente, a diferença entre o valor máximo e mínimo de remoção de sólidos em suspensão foi de 10%, sendo o ponto S2-3jII o que apresentou maior destaque.

- Sistema 3: Nas unidades de tratamento secundário do sistema foi obtido o maior percentual de redução de sólidos em suspensão, com diferença percentual de 9% entre o valor máximo (S2-2b) e mínimo (S3-2a).

Quanto a remoção de NTK:

- Sistema 1: Não foi possível destacar nenhuma unidade de tratamento já que houve pouca variação dos valores da mediana, apesar de ter-se constatado uma tendência de aumento dos valores, conforme já foi discutido anteriormente.

- Sistema 2: Assim como ocorreu no sistema S1, também não foi possível destacar nenhuma unidade de tratamento já que houve pouca variação dos valores da mediana, apesar de ter-se contatado uma tendência de aumento dos valores.

- Sistema 3: As reduções do NTK no sistema de tratamento S3 o destacou entre os sistemas de tratamento S1 e S2, principalmente quanto a unidade S2-3c onde a redução foi de 38,3%.

Quanto a remoção do P total:

- Sistema 1: Apesar da unidade de tratamento S1-2t ter apresentado maior eficiência de remoção do P total é importante considerar que as outras unidades de tratamento secundário também apresentaram redução no valor de 17%.

- Sistema 2: O destaque da unidade S2-2* indica que as demais unidades de tratamento secundário que continham espécies de plantas aquáticas não foram capazes de reduzir um percentual ainda maior de P total em relação a unidade testemunha.

- Sistema 3: As unidades de tratamento terciário (S3-3j; S3-3c) apresentaram o mesmo desempenho quanto a redução do P total no sistema, atingindo inclusive um valor percentual superior de redução em relação aos sistemas S1 e S2.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 17 e considerando as discussões sobre todos os parâmetros de análise do desempenho dos sistemas podem ser eleitas como melhores, as seguintes unidades de tratamento:

- No sistema 1:

S1-2*

S1-2j

- No sistema 2:

S2-3*

S2-3jII

- No sistema 3:

S3-2a

S3-3j

O principal critério de escolha das unidades destaque baseou-se, a princípio, naquelas que foram ressaltadas mais de uma vez nos quisitos avaliados na Tabela 17. No sistema S3, foi considerado também como critério de escolha o tempo de detenção

hidráulica (fator muitas vezes limitante na viabilidade do processo de tratamento). Apesar da unidade S3-3c ter sido ressaltada mais de uma vez, esta não foi destacada por considerar que estava sendo abastecida com efluente do sistema S3-2b, com maior tempo de detenção hidráulica em relação a S3-2a.

Como a unidade S3-3j foi ressaltada mais de uma vez e por ser abastecida com efluente de um sistema com menor tempo de detenção hidráulica (S3-2a), logo, ambas receberam o destaque de melhor desempenho.

6.4 Qualidade da água recém tratada para irrigação

As unidades de tratamento selecionadas quanto ao melhor desempenho foram avaliadas em relação a outros parâmetros de importância na área de irrigação, enfatizando sistemas de irrigação localizada por gotejamento por apresentar vantagens e características mais adequadas a situação experimental. Como em tais sistemas, a água é colocada em gotas, junto ao pé das plantas, há menor risco de contaminação do irrigante e das partes aéreas das plantas, em relação aos outros métodos de irrigação, sendo mais fácil promover o controle fitossanitário (TELLES, 2003; BERNARDO, 2002). Além disso, pode ser utilizado com água salina (problema possível de ocorrer em águas residuárias devido a mineralização da matéria orgânica pelos microorganismos (LOPES, 1989).

Outra característica importante em sistemas de irrigação localizada por gotejamento é a maior eficiência no uso da água por permitir melhor controle da lâmina d’água aplicada na cutura, preconizando, neste caso, o uso racional da água, enfoque também abordado neste trabalho de pesquisa.

A Tabela 18 apresenta os resultados médios dos parâmetros físicos e microbiológicos nas unidades de melhor desempenho dos sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

Tabela 18. Aspectos físicos e microbiológicos de avaliação da qualidade da água de irrigação.

	Parâmetro	**Resultados experimentais**						**Limites para irrigação localizada por gotejamento** [1]
		Sistema 1		Sistema 2		Sistema 3		
		S1-2*	**S1-2j**	**S2-3***	**S2-3jII**	**S3-2a**	**S3-3j**	
Aspectos físicos	Condutividade elétrica (µS cm^{-1})	580	565	801	737	782	849	500 a 750 (risco baixo)[2] 750 a 1500 (risco médio)[3]
	Sólidos em suspensão (mg L^{-1})	24	20	50	36	33	45	<50 (risco baixo) [2] 50 a 100 (risco baixo) [3]
	Sólidos totais (mg L^{-1})	289	276	377	351	455	475	_____
	Turbidez (UNT)	34	42	31	24	134	62	<100
Aspectos microbiológicos	coliformes totais (NMP 100 mL^{-1})	8,15E+05	1,65E+05	____	_____	1,01E+08	1,64E+07	<2,50E+04
	coliformes fecais (NMP 100 mL^{-1})	_____	_____	____	_____	2,34E+07	6,73E+06	<4,0E+03

[1] (BRASIL, 2005b; TELLES, 2003; TALENS, 2002; ANDRADE, 1998 - Adaptado); [2] Baixo risco para ocorrência de problemas nas culturas irrigadas e na vida útil dos gotejadores. [3] Risco médio ou moderado para ocorrência de problemas nas culturas irrigadas e na vida útil dos gotejadores.

Considerando que o rendimento ou produtividade das culturas irrigadas está associado a quantidade de sais dissolvidos na água, analisada em função da condutividade elétrica, nota-se na Tabela 18 um limite tolerável dos resultados experimentais quanto aos níveis de risco em águas de irrigação, mesmo para culturas consideradas mais sensíveis a salinidade.

Telles (1995), ao analisar o rendimento de algumas culturas extensivas, hortaliças, forrageiras e fruteiras, em função da salinidade da água constatou um maior limite de tolerância no algodoeiro, cujo rendimento não foi afetado com valores da condutividade elétrica da água menores que 5100µS cm^{-1}. As culturas mais sensíveis a salinidade da água foram o feijão, cenoura e morangueiro onde o valor máximo da condutividade, que não afetou o rendimento, foi de 700 µS cm^{-1}.

Os resultados experimentais da condutividade elétrica mostrados na Tabela 18 não foram menores que o valor médio constatado na análise da água do esgoto sanitário sem tratamento (Tabela 9 mostrada no item 6.1). Nenhum dos sistemas de tratamento testados foi eficiente na remoção da concentração de sais dissolvidos na água por apresentarem caráter biológico que, segundo Von Sperling (1996a), não removem sais da água.

Quanto a concentração de sólidos a Tabela 18 mostra que os resultados atingiram níveis desejáveis para irrigação não comprometendo principalmente o funcionamento dos gotejadores por problemas de entupimento. As águas com concentração de até 500 mg L^{-1} de sólidos dissolvidos (parcela restante dos sólidos totais sem sólidos em suspensão) e de até 50 mg L^{-1} de sólidos em suspensão não representam nenhum grau de restrição de uso para irrigação (AYRES e WESTCOT, 1991).

Na Resolução CONAMA 375/05 (BRASIL, 1995b) o limite máximo da turbidez para corpos d'água enquadrados na Classe 3 está acima dos valores experimentais, exceto para S3-2a, (Tabela 18) que portanto, apresentaram-se dentro da faixa ideal para águas de irrigação. Esses resultados já eram esperados uma vez que, a turbidez está diretamente associada ao parâmetro de sólidos em suspensão. De acordo com Macêdo (2001) a turbidez é a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão, que provocam a sua difusão e absorção.

Os aspectos sanitários ou microbiológicos da água de irrigação diferem dos demais aspectos físicos mostrados na Tabela 18 por estarem relacionados a contração imediata de doenças de veiculação hídrica por contato direto ou por ingestão da água contaminada, não havendo relatos de influências diretas sobre o rendimento de culturas irrigadas a não ser por problemas de ordem sanitária. Comparando os resultados experimentais com os estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/05 (BRASIL, 2005b) verifica-se que nas unidades de tratamento do Sistema S1 (Tabela 18), mesmo com menor contagem de coliformes totais, os valores superaram os estabelecidos pela legislação para corpos d'água enquadrados na Classe 3.

Geralmente, em águas para fins de irrigação há tratamento químico para desinfecção feito a base de cloro, conforme consta em Biscaro (2003). Tal procedimento

é considerado fundamental em águas de reúso para irrigação e faz parte do controle da aplicação de medidas de proteção sanitária (LEON, 1999).

A Tabela 19 apresenta os resultados médios dos parâmetros químicos nas unidades de melhor desempenho dos sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

Tabela 19. Aspectos químicos de avaliação da qualidade da água de irrigação.

	Parâmetro	Resultados experimentais						**Limites para irrigação localizada por gotejamento [1]**
		Sistema 1		Sistema 2		**Sistema 3**		
		S1-2*	S1-2j	S2-3*	S2-3jII	S3-2a	**S3-3j**	
Aspectos químicos	pH	6,78	6,74	6,89	6,86	6,71	6,90	5,50 a 7,00 (risco baixo)[2] <5,50 ou >7,00 (risco médio)[3]
	NTK (mg L^{-1})	40,9	41,6	50,00	49,78	54	46	_____
	P total (mg L^{-1})	5,04	5,02	4,24	4,90	10	3	_____
	K (mg L^{-1})	12,29	11,66	15,26	12,29	16,71	17,17	<1,00 (risco baixo)[2] 1,00 a 5,00 (risco médio)[3]
	Ca (mg L^{-1})	9,44	9,70	48,59	10,73	6,83	21,95	20 a 100 (risco baixo)[2] 100 a 200 (risco médio)[3]
	Mg (mg L^{-1})	4,98	4,73	4,21	4,06	2,95	4,80	<10 (risco baixo)[2] 10 a 50 (risco médio)[3]
	S (mg L^{-1})	2,37	2,79	5,04	7,24	_____	_____	_____
	Fe (mg L^{-1})	0,13	0,16	0,43	0,36	0,66	2,07	<0,2 (risco baixo)[2] 0,2 a 1,5 (risco médio)[3]
	Zn (mg L^{-1})	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	≤2,00
	Cu (mg L^{-1})	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	≤0,20
	Mn (mg L^{-1})	0,10	0,10	0,22	0,20	0,06	0,24	≤0,20

[1] (BRASIL, 2005b; TELLES, 2003; TALENS, 2002; ANDRADE, 1998 - Adaptado); [2] Baixo risco para ocorrência de problemas nas culturas irrigadas e na vida útil dos gotejadores. [3] Risco médio ou moderado para ocorrência de problemas nas culturas irrigadas e na vida útil dos gotejadores.

Os parâmetros químicos da água além de interferirem no rendimento das culturas devem ser monitorados em conjunto para evitar possíveis problemas nos

equipamentos de irrigação relacionados principalmente a entupimentos. Dessa forma, a discussão dos resultados da Tabela 19 não será abordada de forma individual para cada parâmetro, sendo necessário estabelecer, em certos casos, relações entre ambos.

Os valores do pH (Tabela 19) apesar de estarem dentro dos limites estabelecidos para água de irrigação são favoráveis a formação do ferro férrico insolúvel (precipitado que entope gotejadores), mesmo havendo um baixo risco para ocorrência do problema. No processo de aeração da água que pode ocorrer desde uma simples agitação dentro do poço de armazenamento é possível que haja a oxidação do ferro resultando na formação do composto insolúvel (ANDRADE, 1998).

Quanto a concentração de Fe nota-se que os sistemas S2 e S3 apresentam níveis mais preocupantes quanto aos riscos de possíveis problemas com entupimento de gotejadores por formação do precipitado.

O Fe, na maioria das vezes, está associado ao manganês que confere a água um sabor amargo, adstringente e coloração amarelada e turva (MACÊDO, 2001). Tal relação pode ser observada na Tabela 19 principalmente na unidade S3-3j onde houve maior concentração de Fe e Mn. Os valores da concentração do Mn na maioria das unidades de tratamento estiveram também dentro da faixa estabelecida para irrigação.

A presença dos íons de Mg e Ca podem levar a formação de incrustações em tubulações (MACÊDO, 2001). Os bicarbonatos de cálcio e magnésio, pela ação do calor ou pela reação com substâncias alcalinas provocam a formação de carbonatos, que são insolúveis e precipitam formando incrustações. Esses problemas relacionados com os sais de cálcio e magnésio recebem a denominação de dureza temporária ou dureza de bicarbonatos.

Na Tabela 19 as concentrações de Ca e Mg nos sistemas de tratamento estão dentro dos limites estabelecidos para águas de irrigação, apesar de ter sido constatado na unidade de tratamento S2-3*, um valor de cálcio, bem acima das demais unidades de tratamento.

As águas com predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal caracterizam poluição por descarga de esgoto recente, de acordo com Macêdo (2001). A ocorrência das duas formas de nitrogênio na água analisada nas unidades de tratamento, no entanto, não pode ser comprovada já que o parâmetro medido foi NTK (nitrogênio total

Kjedahl), conforme consta na Tabela 19. De acordo com Telles (2003) os valores de N orgânico + Namoniacal menores que 5mg L^{-1} e o limite compreendido entre 5 a 30mg L^{-1}, representam respectivamente, níveis de riscos baixo e médio de problemas em sistemas de irrigação.

Quanto as concentrações de fósforo total e enxofre total não foi encontrado na literatura um limite máximo permitido para águas de irrigação acima do qual poderia haver comprometimento dos equipamentos de irrigação. Não foi possível relacionar os resultados experimentais (Tabela 19) com os valores estabelecidos pela legislação (BRASIL, 2005b) visto que os elementos são abordados, respectivamente nas formas de ortofosfato (PO_4^{3-}) e sulfato (SO_4^{2-}).

Em recursos hídricos a Resolução CONAMA 375/05 admite concentrações de até 0,5 mg L^{-1} de cobre, já que pequenas quantidades deste nutriente são consideradas higienicamente desejáveis (MACÊDO, 2001), porém, de acordo com Telles (2003) concentrações de 0,1mg L^{-1} já podem ser tóxicas para certas espécies de plantas. Conforme mostra a Tabela 19, não foi detectado a presença de cobre em nenhuma das unidades de tratamento.

O elemento zinco é considerado tóxico para muitas plantas em variadas concentrações (TELLES, 2003), porém, os resultados apresentados na Tabela 19 não representam nenhum risco para as plantas já que as concentrações são nulas ou praticamente nulas nas unidades dos sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

Os valores da concentração de potássio em níveis superiores aos admitidos para águas de irrigação já eram esperados (Tabela 19) pois considera-se que em águas de esgoto de origem doméstica, as fontes de potássio provém de alimentos, que geralmente contêm altas concentrações deste elemento, porém, tais valores não limitam o uso da água tratada pelas unidades de tratamento para irrigação uma vez que, a maioria dos resultados dos parâmetros químicos avaliados apresentaram-se dentro dos limites desejáveis de qualidade.

6.5 Considerações finais

6.5.1 Importância da determinação dos índices físicos de condutividade hidráulica saturada e porosidade

A condutividade hidráulica saturada (Ks) indicou que os leitos filtrantes com misturas compostas por solo e casca de arroz, por apresentarem valores maiores em relação a análise individual do Ks do solo, são recomendados para composição de sistemas fito-pedológicos de tratamento de água. Tal mistura proporcionou, portanto, maior volume de passagem do afluente, menores problemas com colmatação (entupimento dos interstícios ou espaços porosos de passagem da água) e tratamento do afluente em menor tempo de detenção hidráulica possível, em relação a um leito composto somente por solo.

A determinação da porosidade foi indispensável para definição do tempo de detenção hidráulica das unidades de tratamento do projeto, considerado uma das características mais importantes para o dimensionamento e viabilidade de projetos envolvendo tratamento de águas residuárias, já que são priorizados unidades de tratamento com menores tempos de detenção hidráulica.

A areia grossa utilizada como material componente da unidade terciária (S2-3jII) do sistema S2 não influiu nos valores da condutividade hidráulica saturada e nem na porosidade do leito do sistema, mas interferiu no desempenho da unidade de tratamento que se destacou em termos de eficiência de redução da DQO e sólidos em suspensão. Conclui-se, portanto, que o estudo da condutividade hidráulica saturada e da porosidade do leito deve ser complementado com informações obtidas na análise de parâmetros de desempenho dos sistemas.

6.5.2 Análise do desempenho dos sistemas de tratamento.

As unidades de tratamento que contem os sistemas fitológico (Sistema S1) e fito-pedológico com leito afogado (Sistema S2) apresentaram maior estabilidade em situações de maior variação da DQO de entrada.

A espécie *Juncus sellovianus* destacou-se, dentre as demais plantas estudadas, por apresentar melhor desempenho no tratamento da água residuária podendo, portanto, ser recomendada para compor sistemas fito-pedológicos.

O destaque de unidades de tratamento testemunhas (sem plantas) comprovou que nem sempre é necessário a utilização de leitos filtrantes vegetados para obtenção de tratamento de águas residuárias em níveis desejáveis.

6.5.3 Viabilidade de reúso da água tratada pelas unidades de melhor desempenho nos sistemas de tratamento S1, S2 e S3.

A água tratada em todas as unidades selecionadas quanto ao melhor desempenho nos sistemas S1, S2 e S3 apresentou qualidade satisfatória na maioria dos atributos analisados sendo, portanto, recomendada para reúso em sistemas de irrigação localizada, desde que haja desinfecção para eliminação de agentes patogênicos.

Na avaliação da qualidade da água de irrigação, as unidades de melhor desempenho do sistema S1 (S1-2* e S1-2j) apresentaram valores mais desejáveis para reúso em sistemas de irrigação localizada, embora as unidades destaque dos sistemas S2 e S3 também tenham apresentadado padrões de qualidade compatíveis para reúso na agricultura irrigada.

Para execução de projetos de sistemas de irrigação localizada envolvendo águas residuárias recomenda-se a implantação de sistemas fito-pedológicos com leitos filtrantes não vegetados, pela economia de mão de obra, tempo e custo. Neste caso, portanto, a técnica seria mais facilmente aceita, pois não haveria preocupação com o manejo da planta (disposição final de restos remanescentes do seu processo de poda, morte natural e retirada da população excedente que poderia comprometer a eficiência do processo de tratamento).

7 CONCLUSÕES

Pelos resultados do projeto de pesquisa pode-se concluir que:

- O estudo da condutividade hidráulica saturada comprovou que leitos filtrantes com misturas compostas por solo e casca de arroz são mais recomendados para composição de sistemas fito-pedológicos de tratamento de água.

- A determinação da porosidade foi indispensável para definição do tempo de detenção hidráulica das unidades de tratamento do projeto.

- A areia grossa não influiu nos valores da condutividade hidráulica saturada e nem na porosidade do leito do sistema, mas interferiu no desempenho da unidade de tratamento do sistema fito-pedológico.

- Os parâmetros pH, DQO, sólidos em suspensão, NTK e P total foram bons indicadores do desempenho e estabilidade dos sistemas de tratamento.

- A espécie *Juncus sellovianus* destacou-se, dentre as demais plantas estudadas, por apresentar melhor desempenho no tratamento da água residuária podendo, portanto, ser recomendada para compor sistemas fito-pedológicos.

- O destaque de unidades de tratamento testemunhas (sem plantas) comprovou que nem sempre é necessário a utilização de leitos filtrantes vegetados para obtenção de tratamento de águas residuárias em níveis desejáveis.

- A água tratada em todas as unidades selecionadas quanto ao melhor desempenho é recomendada para reúso em sistemas de irrigação localizada, desde que haja desinfecção para eliminação de agentes patogênicos.

- As unidades de melhor desempenho do sistema S1 apresentaram valores mais desejáveis para reúso em sistemas de irrigação localizada.

- Sistemas fito-pedológicos sem leito vegetado são mais viáveis em projetos de irrigação envolvendo águas residuárias.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARO, A. A. et al. As indústrias de insumos agrícolas. In: NEVES, M. F. e LOPES, F. F. (Org.). **Estratégias para a laranja no Brasil.** São Paulo: Atlas, 2005. p.52-87.

ANDRADE, L. **Avaliando a qualidade da água para o uso em gotejamento**. In: Curso de aplicação de fita gotejadora**.** Petroisa, 1998.

ANDRADE NETO, C. O. et al. Decanto-digestores. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999a. p. 117-138.

ANDRADE NETO, C. O. et al. Filtros anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999b. p. 139-153.

ANDRADE NETO, C. O. PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S. Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbio: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais ....** Pernambuco: Editora Universitária da UFPE, 2000. p. 28-35.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19 ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995. 1134 p.

ARANTES, L. A. **Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) no tratamento terciário de efluente doméstico de uma comunidade rural**. 2002. 113 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/ Energia na Agricultura)- Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

ASSIS, J. C. Recursos hídricos: gestão participativa e descentralizada. In: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICO, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CREA-RJ, 1997. p.4-7.

ASSIS, J.C. **Preservação da água:** *Questão de sobrevivência.* 2 ed. Rio de Janeiro: CREA/RJ, 2000a. 15p.

ASSIS, J.C. O mecanismo de desenvolvimento limpo – MDL. In: **Brasil 21 (Uma nova ética para o desenvolvimento)** 5ed. Rio de Janeiro: CREA-RJ, 2000 b. p. 53-60.

ASSIS, J. C. De olho no futuro. **Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura**, Rio de Janeiro, RJ *CREA-RJ*, n. 38, p.4, 2002.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** Campina Grande: UFPB, 1991, 218 p.

AZEVEDO NETO, J. M.; ALVAREZ, G. A. **Manual de hidráulica.** 7.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1988. 724p.

BENINCASA, M., ORTOLANI, A. F., LUCAS JR., J. Biodigestores convencionais. **Boletim Técnico.** Jaboticabal., n. 8, p. 25, 1986.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação.** 6. ed. revisada Viçosa: UFV, 2002, 657 p.

BISCARO, G. A. **Utilização de águas receptoras de efluentes urbanos em sistemas de irrigação localizada superficial e subsuperficial na cultura da alface americana (*Lactuca sativa L.*).** 2003. 113 f. Tese (Doutorado em Agronomia, Irrigação e Drenagem) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

BOYDE, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management.** Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, 1998. 700 p.

BRAILE, P. M. Disposição de efluentes sobre o terreno. In: **Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** São Paulo: CETESB, 1979. p. 565-601.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Agronegócio brasileiro**: uma oportunidade de investimentos. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/>. Acesso em: 11 fev. 2005a.

BRASIL. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004, Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. **Diário Oficial** [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 25 mar. 2004. Seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005, Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. **Diário Oficial** [da] República Federativa do Brasil, Brasília, p. 58-63, 17 març. 2005b, Seção 1.

CABRAL, A. K.A. **Características hidrodinâmicas de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF).** 1995. 86 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica / Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

CABRAL, A.K.A. **Avaliação do desempenho e estabilidade de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) submetido ao aumento progressivo na concentração de matéria orgânica afluente e a cargas de choque orgânicos.** 2000. 122 f. São Carlos, Tese (Doutorado em Hidráulica / Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

CAMARGO, S. A. R. et. al. Desempenho de um filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários a diferentes tempos de detenção hidráulico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 21., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: ABES, 2001. p. 90.

CARVALHO, W. A.; ESPINDOLA, C. R. PACOLA, A. A. Levantamento de solos da Fazenda Lageado. DCS/ FCA. Botucatu, n. 1, p. 93, 1983.

CAVALCANTI, P. F. F. et. al. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – parte 2: remoção de patógenos. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac Editora e Gráfica LTDA, 2001. p. 79-86.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Segrac, 1997. 5 v. 246 p.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de janeiro: ABES, 1999. p. 321-356.

COSTA, R. H. R. et al. Pós-tratamento de efluentes anaeróbio utilizando leito fluidizado trifásico aeróbio. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: Segrac Editora e Gráfica LTDA, 2001. p. 153-164.

DEFFUNE, G. A avaliação dos recursos hídricos na Geografia. **Apontamentos,** n. 25, 41p., 1994.

DILALLO, R. I.; ALBERTSON, O. E. Volatile Acid Direct Tritation. **Journal WPCF.** Alexandria, n. 33, p.356- 365, 1961.

FERREIRA, P. A. **Drenagem**. Brasília, DF: ABES, 1988. 86 p.

FORESTI, E**.** Horizontal –flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering.** São Paulo, v. 12, p. 235-239, 1995.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

GASI, T.M.T. **Opções para tratamento de esgotos de pequenas comunidades.** Série Manuais 3, CETESB, São Paulo, 1988. 36 p.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito das águas**. São Paulo: Atlas, 2001. 245 p.

GUERRERO, E. L.; ALKALAY, D. SUÁREZ, M. Adherencia microbiana para um sistema anaerobio de lecho fluidizado. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais ....** Pernambuco: Editora Universitária da UFPE, 2000. p. 293-298.

GUIMARÃES, A.B., CONTE, M.de L., LEOPOLDO, P.R. O uso de plantas aquáticas para despoluição de esgoto sanitário no meio rural. In: CONGRESSO ARGENTINO DE INGENIERIA RURAL, 2., 2000, Buenos Aires. **Avances en Ingenieria Agrícola...** Buenos Aires: Editorial Faculdad de Agronomia, 2000a. p. 465-468.

GUIMARÃES, A. B. et. al. Treatment of domestic wastewaters in rural zone by using aquatic plant system. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SANITARY AND ENVIROMENTAL ENGINEERING, 5., 2000, Trento. **Held in Conjunction with SIBESA...** Trento: Sibesa, 2000b. p. 43-49.

GUIMARÃES, A. B., LEOPOLDO, P. R., BREDA, C. C. Extração de nutrientes através de plantas aquáticas em sistema de wetlands. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL,17., 2000, Porto Alegre. **Resumos...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000c, CD-ROM.

GUIMARÃES, A. B. **Reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) combinado com sistema fito-pedológico aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2002. 119 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/ Energia na Agricultura)- Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

HERRERA, O.M. **Caracterização e análise do sistema de abastecimento de água potável no município de Botucatu-SP.** 1996. 100 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1996.

HERRERA, O. M.; LEOPOLDO P. R. Demanda e consumo de água em comunidade de médio porte: estudo de caso. **Águas em Revista**. Belo Horizonte, SP, 1998.

ISA- Instituto sócio-ambiental. **Água doce e limpa**: de "dádiva" à raridade. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/esp/agua/pgn/>.Acesso em 3 fev. 2006.

KATO, M. T. et al. Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (Coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 53-97.

KAWAY, H. et al. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização.** Série Manuais 7, CETESB, São Paulo, 1990. 15 p.

LÉON, S. G. **Tratamento e uso de águas residuárias.** Campina Grande: UFPB, 1999. 109 p.

LETTINGA, G. Introduction. In: **International course on anaerobic treatment.** Wageningen: Wageningen Agriculture University, 1995. p. 17-28.

LIMA, C. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) – escala piloto.** 2001. 165 f. Tese (Doutorado em Hidráulica / Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

LOPES, A. S. **Manual de Fertilidade do Solo**. São Paulo: ANDA, 1989. 155 p.

LUCAS FILHO, M. et al. Evolução do processo de disposição de esgoto tratado através do escoamento sub-superficial em solo preparado com cobertura vegetal. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: Segrac Editora e Gráfica Ltda, 2001. p. 29-38.

MACÊDO, J. A. B. **Águas & águas**. São Paulo: Varela. 2001. 505 p.

MALANO, H. M.; HOFWEGEN, P. J. M. **Management of irrigation and drainage systems**. Rotterdam: A Service Approch, 1999. IHE Monograph 3.

MATSUMOTO, T. **Comparação entre filtração ascendente e descendente de água decantada utilizando areia como meio filtrante.** 1987. 102 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica / Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1987.

MEIRA, C. M. B. et al. Despoluição de águas superficiais contaminadas com esgotos domésticos usando wetlands construídos. In: MELO, I. S. et al. **Biodegradação.** Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2001. p. 387-426

METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse.** 4.ed. New York: Mc.Graw - Hill Book, 2003. 1815 p.

MONTEGGIA, L. O.; SOBRINHO, P. A. Lagoas anaeróbias. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.101-116.

MORETTIN, P. A; BUSSAB, W de O.. Medidas-resumos. In: MORETTIN, P. A. et al. **Estatística básica.** São Paulo: Saraiva, 2003. p. 35-58.

NARDI, I.R., ZAIAT, M., FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynaimc models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering.** Berlim, p. 1-8, 1999.

NOGUEIRA, J. B. **Mecânica dos solos:** ensaios de laboratório. São Carlos: EESC- USP, 2005. 248 p.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo:** escoamento à superfície. 2. ed. São Paulo: AESABESP, 1997. 232 p.

PASSIG, F.H., VILLELA, .L.H., FERREIRA, O.P. Piracicamirim sewage treatment plant conception utilizing anaerobic process followed by aerobic process – evaluation of operational conditions and compatibility of the process In: VI OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Resumos…** Recife: Editora Universitária da UFPE, 2000. p. 53-59.

PATERNIANI, J.E.S. **Utilização de mantas sintéticas não tecidas na filtração lenta em areia de águas de abastecimento.** 1991. 245 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica / Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.

PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; AVELA, G. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**. Oxford, v. 40, n. 3, p. 445-452, 2006.

PINO, F. A. Perfil da agricultura irrigada no final do século XX, Estado de São Paulo. **Informações Econômicas:** Instituto de Economia Agrícola,n.1, p.18-31, 2003.

POSTEL, S. L., DAILY, G. C., EHRLICH, P. R. Human Apropriation of Renewable Fresh water**. Science***.* London, v. 271, p. 785- 788, 1996.

REBOUÇAS, A.C. Panorama da água doce no Brasil. In: REBOUÇAS, A.C. (org.) **Panoramas da degradação do ar, da água doce e da terra no Brasil.** São Paulo: IEA/USP, 1997. 150p.

REBOUÇAS, A. C. Águas doces no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C., BRAGA, B., TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 1- 38.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas:** o solo como um reservatório de água. São Paulo: Editora Manole Ltda, 1987. 188 p.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água**: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgard Bucher Ltda, 1991. 332 p.

RIPLEY, L. E., BOYLE, W.C., CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High- strength Waste**. Journal WPCF**. Alexandria, n. 58, p. 406 - 411, 1986.

ROCCO, E. C.; BREDA, C. C. **Sistema de disposição de efluente líquido da fábrica Paula Souza**. Botucatu, Duratex S/A, Fábrica Paula Souza, 1996. 27 p.

SANTAELLA, S. T.; BRITO SÁ, I. M. Tratamento de águas residuárias de laticínios por ação de fungos: dados preliminares. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** Rio de Janeiro, v. 2, n. 4, p. 34-38, 1999.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado da Educação. **Água hoje e sempre:** consumo sustentável. São Paulo: imprensaOficial, 2004. 256 p.

SHIMADA, P., BIDONE, F.R., ALMEIDA FILHO, M. Estudos de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico na região Centro-Oeste. Cuiabá. **Revista DAE**. São Paulo, v. 47, n.150, p. 268-276, 1987.

SOUSA, J. T. et al. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, p. 260-265, 2005.

SOUSA, J. T., VAN HAANDEL, A.C.; GUIMARÃES, A.V.A. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Resumos ...** João Pessoa: ABES, 2001. p. 113.

TALENS, J. A. M. **Riego localizado y fertirrigacion.** 3. ed. Madrid, España: Artes Gráficas Cuestas, S. A, 2002. 534 p.

TEIXEIRA, C., KUTNER, M.B. Plankton studies in a mangrove environment. I. First assessment of a standing stock and principal factors. **Bol. Inst. Oceanogr..**Madrid, v. 12, n. 3, p.101-124, 1962.

TELLES, D. A. A qualidade da água na agricultura. **FATEC**, São Paulo, n. 2, p. 16, 1995.

TELLES, D. A. Aspectos da utilização de corpos d'água que recebem esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. In: NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário:** coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 2003. p. 461-483.

TOLEDO, A. A. G. F. de. **Tratamento de águas residuárias de pocilgas, utilizando biodigestores USAB, sob quatro tempos de retenção hidráulica.** 1996. 67 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu,1996.

TSUTIYA, M.T., HIRATA, A.Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: ABES, 2001. p. 46.

TUNDISI, J. G. **A água no século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa/ I I E,

2003. 247 p.

VARESCHE, M. B., ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., VAZOLLER R. F., FORESTI, E. Microbial colonization of polyurethane foam matrices in horizontal-flow anaerobic immobilized-sludge reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology.** Heidelberg, v. 48, p. 534-538, 1997.

VIEIRA, S. M. M. Tratamento de esgotos por digestores anaeróbios de fluxo ascendente. **Revista DAE**, São Paulo, v. 44, n. 139, p. 322-328, 1984.

VIEIRA, S. M. M. Tratamento anaeróbio de esgotos domésticos. **Saneamento Ambiental**. Porto Alegre, v.6, n. 1, p. 16-24, 1992.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias**: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto **.** 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996a. 243 p.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias**: lagoas de estabilização. Belo Horizonte: UFMG, 1996b. 134 p.

WOLFF, D. B. et al. Avaliação de biofilme desenvolvido em reator de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: ABES, 2001. p. 94.

ZAIAT, M.; CABRAL, A. K. A. Cell wash-out and external mass transfer resistance in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor. **Water Research**. Oxford, v.30, p. 2435- 2439, 1996.

ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., FORESTI, E. Liquid-phase mass transfer in fixed bed of polyurethane foam matrices containing immobilized anaerobic studge. **Biotechnology Techniques.** Kew Surrey, v. 10, p.121-126, 1996.

ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., FORESTI, E. Spatial and temporal variations of monitoring performance parameters in horizontal- flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor treating synthetic substrate. **Water Research**. Oxford, v. 31, n. 7, p. 1760-1766, 1997a.

ZAIAT, M. et al. Rational basis for designing horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. São Paulo, v. 14, n. 1, p. 1-8, 1997b.

ZAIAT, M., PASSIG, F.H., FORESTI, E. A mathematical model and criteria for designing horizontal- flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactors. **Bioresource Technology.** Ujjain, v. 71, n. 3, p. 235-243, 1999.

ZAIAT, M., PASSIG, F.H., FORESTI, E. Treatment of domestic swage in horizontal flow anaerobic immobilized biomas (HAIB), reactor. **Environmental Technology.** London, v. 21, p. 1139-1145, 2000.