



UNICAMP
FEAGRI

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
DEPARTAMENTO DE ÁGUA E SOLO

USO DE LEITO DE MACRÓFITAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Maria Teresa Castilho Mansor
Eng. Química

Parecer

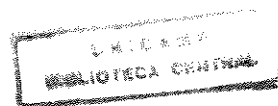
Este exemplar corresponde a
julgado final da dissertação
de Mestrado defendida por
Maria Teresa Castilho Mansor
e aprovada pela Comissão Jul-
gadora em 20 de maio de
1998. Campinas, 14 de julho de
1998.

Denis Miguel Roston
Presidente da Banca

Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

**Dissertação apresentada à Faculdade de
Engenharia Agrícola como requisito parcial
para obtenção do grau de mestre em
Engenharia Agrícola, área de concentração
Água e Solo.**

Campinas
Maio de 1998



UNIDADE	BC
Nº CHAMADA:	
	M318u
V.	EX.
TOMBO BC	35461
PRUC.	395198
C	☐
D	☒
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	15/10/98
Nº CPD	

CM-0011711B-4

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

M318u

Mansor, Maria Teresa Castilho

Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas
residuárias. / Maria Teresa Castilho Mansor.--
Campinas, SP: [s.n.], 1998.

Orientador: Denis Miguel Roston

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Águas residuais – Tratamento biológico. 2. Águas
residuais rurais. 3. Saneamento rural. 4. Plantas
aquáticas. 5. Matéria orgânica. 6. Fósforo. I. Roston,
Denis Miguel. II. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.

**Aos meus pais, exemplos maravilhosos, e
ao Flávio, companheiro de sonhos e lutas,
dedico.**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston, pelos entusiasmo e dedicação a este trabalho.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado, e à FAPESP pelo financiamento integral do projeto.

Ao Prof. Dr. Sylvio Luis Honório, por apoiar a execução do projeto no CPQBA. Ao Dr. Nelson Frighetto, pelo apoio logístico no CPQBA e ajuda no exame de qualificação.

À comissão de orientação, Prof. Paterniani e Prof. Bruno, pelas revisões do trabalho e valiosas opiniões.

Aos responsáveis pelo laboratório de Saneamento da Fac. Engenharia Civil, bem como aos técnicos que ajudaram nas análises preliminares aí realizadas.

Ao pessoal do campo experimental da FEAGRI, pela imensa e incansável ajuda na coleta das plantas e enchimento dos leitos, e aos técnicos do laboratório de hidráulica da FEAGRI, pela imensa e incansável ajuda na montagem da tubulação do experimento.

À Cida, do Instituto de Biologia, pela ajuda na coleta das *Eleocharis* e classificação das plantas.

À Angélica, funcionária do Laboratório de Saneamento, por ter conduzido as análises durante todo o período do experimento, com muito profissionalismo e dedicação.

Ao Prof. Wilson Jardim, por conceder a realização das análises de carbono orgânico total no Laboratório de Química Analítica do Instituto de Química - UNICAMP.

Ao Evandro, pela ajuda nas coletas de amostra e regulagens de vazão durante seu estágio de graduação na FEAGRI.

A todos os professores e funcionários da FEAGRI que contribuíram com este trabalho.

Aos Prof. David Armstrong e Marc Anderson, pelo aceite na UW – Madison, liberação do laboratório, cursos, bibliotecas e toda infra-estrutura necessária para a confecção desta dissertação.

Ao Prof. Mauro, pelo ensino da Metodologia de Pesquisa.

À Aninha e Martha, secretárias da CPG, e à Suzy, secretária do DAS, pelas inúmeras vezes em que me ajudaram nos mais diversos assuntos, não importando a hora em que os problemas surgiam....

À Raquel, coordenadora da CPG, pelo acompanhamento de todo este processo e pela dedicação à pós-graduação da FEAGRI.

A todos os amigos da FEAGRI, pelo tempo precioso que passamos juntos.

Aos amigos Sara, Rogério, Bilula, Jackie, Mariella, Nilsão, Mônica, Bernadete, Helena, Gérson, Adriana e Mariana, por todas as risadas e momentos bons na FEAGRI.

À Ana, Paulo, Netto, Gê, Michéle e Mi, por sempre torcerem por mim, não importa a que distância.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Eficiência média obtida em sistemas com escoamento horizontal.	13
Tabela 2 - Critérios de projeto e operação.	14
Tabela 3 - Plantas emergentes herbáceas normalmente cultivadas em leitos com escoamento subsuperficial.	28
Tabela 4 - Perspectiva histórica da tecnologia de uso de alagados no tratamento de águas residuárias.	31-32
Tabela 5 - Características gerais de dois sistemas de alagados desenvolvidos no Brasil.	34
Tabela 6 - Média dos resultados obtidos por TROTTER et al (1994).	37
Tabela 7 - Resultados experimentais médios (HABERL et al., 1995).	39
Tabela 8 - Especificações de projeto e operação dos leitos.	44
Tabela 9 - Estimativa inicial de vazão de entrada e do tempo de residência do resíduo líquido nos leitos; DQO igual a 178 mgO ₂ /L.	45
Tabela 10 - Vazão de entrada e tempo de residência do resíduo líquido nos leitos; DQO média igual a 273,25 mgO ₂ /L.	46
Tabela 11 - Classificação dos leitos no experimento.	46
Tabela 12 - Cultivo de <i>Typha dominguensis</i> Pers. x <i>Typha latifolia</i> L. no leito 1.	52
Tabela 13 - Cultivo de <i>Typha dominguensis</i> Pers. x <i>Typha latifolia</i> L. no leito 2.	53
Tabela 14 - Cultivo de <i>Eleocharis fistulosa</i> no leito 3.	53
Tabela 15 - Resultados das análises preliminares - amostras simples coletadas em setembro/1996.	64
Tabela 16 - Comprimento total e área superficial de raiz de <i>Typha dominguensis</i> Pers. x <i>Typha latifolia</i> L. coletadas.	67
Tabela 17 - Porcentagens médias mensais de redução de DQO.	75
Tabela 18 - Porcentagens médias mensais de remoção de fósforo total como PO ₄ ³⁻ .	84
Tabela 19 - Porcentagens médias mensais de remoção de nitrogênio como total Kjeldahl.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 20 - Resultados das análises de coliformes totais (NMP/100 mL).	93
Tabela 21 - Resultados das análises de coliformes fecais (NMP/100 mL).	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Plantas superiores emergentes (Espermatófitas).	29
Figura 2 - Esquema geral da planta piloto.	43
Figura 3 - Documentação fotográfica da planta piloto; 02/out/97 (fotos nº 1, 2, 3 e 4).	48
Figura 4 - Documentação fotográfica da planta piloto; 02/out/97 (fotos nº 5, 6, 7, 8, 9 e 10).	49
Figura 5 - Imagem digital de raízes de <i>Typha dominguensis</i> Pers. x <i>Typha latifolia</i> L..	55
Figura 6 - DQO na entrada e saída dos leitos.	76
Figura 7 - pH na entrada e saída dos leitos.	79
Figura 8 - Fósforo total como PO_4^{3-} na entrada e saída dos leitos.	81
Figura 9 - Fósforo total como P na entrada e saída dos leitos.	82
Figura 10 - Fósforo total como P_2O_5 na entrada e saída dos leitos.	83
Figura 11 - NTK na entrada e saída dos leitos.	88
Figura 12 - Sólidos suspensos na entrada e saída dos leitos.	91

RESUMO

Este trabalho visou avaliar, por um período de seis meses (set/97 a fev/98), o desempenho de leitos com escoamento subsuperficial, cultivados com macrófitas emergentes, no tratamento de águas residuárias primárias do Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas da UNICAMP. O experimento consistiu na implantação e operação de uma planta piloto composta por quatro leitos - área de 4,24 m² e altura de 0,60 m - construídos em blocos de concreto acima do nível do solo. O desempenho dos leitos foi comparado em termos de redução de demanda química de oxigênio, remoção de nitrogênio como total Kjeldahl, fósforo total como PO₄³⁻, coliformes totais e fecais, considerando-se o tamanho da brita usada como meio suporte nos leitos (55 a 90 mm ou 90 a 135 mm), a presença de macrófitas (um dos leitos permaneceu sem cultivo para controle do experimento) e a espécie cultivada (a espécie híbrida *Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.* ou a espécie *Eleocharis fistulosa*). Uma taxa orgânica média de 142,6 KgDQO/ha.dia foi aplicada aos leitos; estimou-se o tempo médio de detenção hidráulica em 2,5 dias. Para as análises químicas, os melhores resultados médios mensais foram obtidos nos leitos cultivados, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte. A máxima redução de DQO, igual a 82,7%, e a máxima remoção de fósforo total como PO₄³⁻, igual a 86,4%, foram obtidas no leito cultivado com *Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.* A máxima remoção de nitrogênio como total Kjeldahl, igual a 91,8%, foi obtida no leito cultivado com *Eleocharis fistulosa*. No geral, obteve-se um acréscimo no número mais provável de coliformes totais e fecais no efluente de todos os leitos; porém, neste caso os resultados foram inconclusivos por restrições impostas pelo relativamente pequeno conjunto de dados. Todos os resultados obtidos neste experimento devem ser considerados informativos acerca do desempenho dos leitos na sua concepção, ao invés de medidas de seu desempenho médio após estabelecimento das plantas. Através de processamento de imagens, calculou-se o comprimento das raízes de *Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.* transplantadas em leitos contendo brita de 90-135 mm e 55-90 mm como 1.161 m e 1.315,8 m, respectivamente. As áreas superficiais totais médias de raiz contidas em cada

leito, estimadas a partir destes valores, foram de 1.011 m² e 1.145,8 m², respectivamente. Quanto à adaptação das espécies cultivadas nos leitos, a *Eleocharis* mostrou-se mais resistente e vigorosa que a *Typha* em relação às condições adversas enfrentadas durante o transplante e adaptação, porém apresentou desenvolvimento mais lento em termos de lançamento de brotos, crescimento e espalhamento no leito, devido às características peculiares da espécie.

ABSTRACT

In this study, four pilot-scale subsurface flow constructed wetlands (4x1m, depth 0.6m) were tested for the treatment of primary settled wastewater from CPQBA - UNICAMP. The units were constructed above soil level with concrete bricks. Experiments were carried out over a period of 6 months (sept/97 to febr/98) to compare the influence of the gravel media size range (135-90 mm or 55-90 mm) and presence of macrophytes (the hybrid specie *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. or the specie *Eleocharis fistulosa*) on the effluent quality - one unit was kept unplanted. The averaged loading rate applied to the units was 142.6 kgCOD/ha.d and the estimated hydraulic retention time was 2.5 days. The units performances were measured by comparing monthly averaged reduction concentrations of loads of chemical oxygen demand, total phosphorus as PO_4^{3-} , nitrogen as total Kjeldahl, and MPN of total and fecal coliforms. To date, the results indicate that the planted units filled with gravel media size ranging from 55 to 90 mm showed a higher COD and nutrient removal. The *Eleocharis spp.* unit showed the greatest TKN uptake capacity (91,8%) while the *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. unit showed better result in removing COD and total phosphorus (82,7% and 86,4%, respectively). However, there were not improvements in the effluent quality concerning total and fecal coliforms during the period of monitoring – despite the increase in MPN of total and fecal coliforms obtained, the small set of results did not allow conclusions in this case. Total average removal results for all the parameters analyzed will only be obtained after complete vegetation establishment in the units. Estimates of initial averaged superficial root area for the 135-90 mm and 55-90 mm *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. units were obtained through an image processing method as being 1012m² and 1146.93m², respectively. This species showed faster propagation in the units, despite its more difficult adaptation to them, compared to *Eleocharis fistulosa*.

ÍNDICE

I -INTRODUÇÃO.....	1
II - OBJETIVOS.....	4
III - REVISÃO DE LITERATURA.....	5
1 - Os alagados naturais.....	5
1.1- Conceito.....	5
1.2 - Comunidades biológicas.....	6
1.2.1 - Os microorganismos.....	7
1.2.2 - As plantas aquáticas.....	8
2 - Sistemas naturais de tratamento de águas residuárias.....	9
2.1. Os alagados construídos.....	10
2.1.1 - Escoamento superficial.....	11
2.1.2 - Escoamento subsuperficial.....	12
3 - Os leitos com escoamento subsuperficial horizontal.....	13
3.1 - Critérios do projeto.....	13
3.2 - Fatores abióticos.....	15
3.3 - Assimilação de poluentes.....	18
3.3.1 - Sólidos suspensos e turbidez.....	18
3.3.2 - Compostos carbonáceos orgânicos.....	19
3.3.3 - Nitrogênio.....	20
3.3.4 - Fósforo.....	23
3.3.5 - Coliformes totais e fecais.....	25
3.4 - Cultivo de macrófitas emergentes.....	26
3.4.1 - Importância.....	26
3.4.2 - Seleção do gênero.....	27
4 - Perspectiva histórica.....	30
5 - Estágio atual de desenvolvimento	33

IV- MATERIAIS E MÉTODOS.....	41
1 - Local do experimento.....	41
2 - Uso de água no CPQBA.....	41
3 - Descrição do experimento.....	42
3.1 - Esquema geral da planta piloto.....	42
3.2 - Projeto e montagem dos leitos.....	42
3.3 - Operação da planta piloto.....	46
3.4 - Período de experimento.....	51
4 - Procedimentos.....	51
4.1 - Coleta e plantio das macrófitas.....	51
4.2 - Determinação do comprimento de raízes de <i>Typha</i>	54
4.3 - Coleta de amostras e manutenção da planta piloto.....	56
5 - Sumário dos métodos de análise laboratorial.....	57
5.1 - Sólidos suspensos.....	58
5.2 - Demanda química de oxigênio.....	59
5.3 - Fósforo total.....	60
5.4 - Nitrogênio total Kjeldahl.....	60
5.5 - Coliformes totais e fecais.....	61
6 - Custo do experimento.....	62
V - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
1 - Análise preliminares.....	63
2 - Estimativa do comprimento inicial das raízes de <i>Typha dominguensis</i> Pers. x <i>Typha latifolia</i> L.....	66
3 - Desempenho dos leitos no experimento.....	68
3.1 - Observações iniciais.....	68
3.2 - Precipitações pluviométricas no período do experimento.....	69
3.3 - Adaptação das macrófitas.....	70
3.4 - Parâmetros de operação.....	71
3.5 - Apresentação e discussão dos resultados.....	72
3.5.1 - Demanda química de oxigênio.....	74

3.5.2 - pH.....	78
3.5.3 - Fósforo.....	80
3.5.4 - Nitrogênio.....	86
3.5.6 - Sólidos suspensos.....	90
3.5.7 - Coliformes totais e fecais.....	92
VI - CONCLUSÕES.....	95
VII - BIBLIOGRAFIA.....	98

I - INTRODUÇÃO

A existência de padrões que controlem a qualidade das águas, embasados legalmente por organismos federais e estaduais, fundamenta-se na proteção à saúde pública, aos ambientes aquáticos, à vida aquática e aos ecossistemas. Padrões de lançamento de águas em um corpo receptor e de qualidade do corpo receptor, além daqueles de qualidade de água para uso imediato, são estritamente importantes dentro deste contexto.

Há várias décadas a falta de recursos para o setor de saneamento básico tem sido a justificativa para o alarmante déficit na área de tratamento de esgotos observado no Brasil. Por outro lado, a contaminação de águas superficiais e subterrâneas está atingindo pontos críticos em certas localidades onde o desenvolvimento urbano e rural vem ocorrendo mais rapidamente. O aumento do número de habitantes em algumas cidades, bem como o desenvolvimento dos setores industrial e rural sem planejamento em relação aos recursos hídricos disponíveis, aumentam as possibilidades de contaminação, em especial das águas subterrâneas, com coliformes fecais, nitrato, amônia, ferro, manganês, sulfetos e substâncias químicas orgânicas contidas em pesticidas e herbicidas. Estas águas subterrâneas são coletadas dos poços artesianos pela população da zona rural para uso doméstico sem prévio tratamento, na maioria dos casos.

Diante disto, é fundamental que sejam realizadas pesquisas aplicadas que busquem a simplicidade como forma de viabilizar a implantação e sustentação de sistemas de tratamento de águas residuárias, em especial para o meio rural, onde estima-se que somente 2% da população são atendidos por redes de coleta de esgoto.

Os sistemas naturais de tratamento de águas residuárias se baseiam no uso extensivo de espaço físico, sendo uma alternativa atrativa em especial para pequenas comunidades e áreas rurais por apresentarem, além da simplicidade conceitual e operacional, grande capacidade de tamponamento das águas residuárias, baixa produção de lodo como subproduto e baixo custo de manutenção e operação - de modo geral, a simplicidade conceitual está associada a processos menos mecanizados e portanto mais econômicos em se tratando de implantação, operação e manutenção.

Dentre os sistemas naturais de tratamento estão os alagados construídos. Por serem ainda pouco difundidos no Brasil, apesar de já estarem estabelecidos como tecnologia de tratamento em certos países da Europa, nos Estados Unidos e Austrália, eles foram escolhidos como objeto de estudo e experimentação neste trabalho. Este tipo de tratamento é destacado por ser facilmente integrado à realidade de localidades rurais e pequenas comunidades, uma vez que depende basicamente da habilidade natural de certas plantas aquáticas e suas associações microbianas para a despoluição da água. Apesar de se mostrar um sistema de tratamento promissor diante das necessidades de muitas localidades no Brasil, as pesquisas neste tema aqui ainda se encontram em estágio incipiente, conforme demonstram as publicações científicas existentes.

Em uma visão realista das condições de saneamento básico dos países em desenvolvimento, a carência de recursos justifica que se pesquisem e que se utilizem tecnologias de baixo custo para melhorar estas condições especialmente em pequenas comunidades, na maioria dos casos desprovidas de qualquer forma de tratamento de águas residuárias. Cabe aqui ressaltar o grande potencial de desenvolvimento desta tecnologia no Brasil, quer pelo favorecimento das condições climáticas, quer pela carência de recursos a

serem aplicados em saneamento básico de modo geral e a serem aplicados em pequenas comunidades e áreas rurais de modo específico.

II - OBJETIVOS.

Os objetivos deste estudo foram adquirir conhecimento a respeito do funcionamento e desempenho de leitos com escoamento subsuperficial, cultivados com macrófitas emergentes, no tratamento secundário de águas residuárias com características domésticas. Para atingir estes objetivos foi implantada, no Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas da UNICAMP, uma planta piloto composta de quatro leitos a serem operados em paralelo. Durante seis meses, avaliou-se e comparou-se os desempenhos dos leitos construídos em termos de redução de demanda química de oxigênio e de remoção de nitrogênio como total Kjeldahl, fósforo total como íon fosfato, coliformes totais e fecais, considerando o tamanho da brita usada como meio suporte, a presença de macrófita e a espécie cultivada.

II - REVISÃO DE LITERATURA

A revisão das publicações científicas nacionais e internacionais e a perspectiva histórica mundial apresentadas neste capítulo estão embasadas por conceitos teóricos referentes aos ambientes de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, bem como aos processos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos aí ocorridos.

1 - Os alagados naturais.

1.1 – Conceito.

Muitas são as definições dadas ao termo “wetlands” - aqui traduzido como alagados naturais - na literatura científica internacional. Em se considerando o regime hidrológico, o termo refere-se a áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas a uma frequência e duração suficientes para manter condições saturadas (U.S. EPA, 1988). Entretanto, a definição de alagados naturais pode ser baseada nas características do solo e nas espécies de plantas aí adaptadas. O alagamento ou saturação neste contexto significa a ocupação dos espaços intersticiais do solo pela água. A substituição dos gases atmosféricos contidos nos poros do solo implica no esgotamento rápido do oxigênio aí disponível, consumido pelo metabolismo bacteriano - a difusão do gás atmosférico através da água contida no solo é muito mais lenta que o consumo microbiano, o que torna o solo anóxico ou sem oxigênio, com exceção de uma estreita camada superficial (HAMMER, 1997).

A inundação e as condições anaeróbias causam transformações específicas em substâncias químicas encontradas na maioria solos, as quais servem como indicadoras da ocorrência de alagados. Em solos, rocha ou fragmentos de rocha anóxicos, o ambiente é redutor, e em consequência muitos elementos e compostos se apresentam em estado reduzido, com cores características, texturas e composições típicas de solos hidromórficos (HAMMER, 1997).

Em ambientes terrestres, os gases atmosféricos que ocupam os poros do solo são a fonte de oxigênio necessária à respiração das raízes da maioria das plantas; se estes espaços

intersticiais do solo são ocupados por água livre de oxigênio dissolvido, a sobrevivência das raízes das plantas terrestres nestas áreas fica impossibilitada. Por outro lado, as plantas de alagados possuem estruturas físicas especializadas, como os aerênquimas, desenvolvidos para transportar gases atmosféricos através das folhas e caules, a fim de prover o oxigênio necessário à respiração das raízes (HAMMER, 1997). O movimento do oxigênio em direção às raízes das plantas se dá por gradiente de concentração, criado pelo crescimento e divisão das minúsculas células da raiz; estas células liberam oxigênio para a rizosfera, criando microrregiões aeróbias em meio ao meio suporte predominantemente anaeróbio (TROTTER et al., 1994). Os aerênquimas também transportam os subprodutos da respiração, o metano e outros gases gerados no solo no sentido inverso, através das raízes, caule e folhas das plantas de alagados, a fim de liberá-los na atmosfera, reduzindo acumulações potencialmente tóxicas nas regiões de raízes em crescimento (MITCHELL et al., 1995). Devido a estas e outras estruturas especializadas as plantas de alagados são aptas a sobreviver e se desenvolver em ambientes hostis às plantas terrestres, sendo frequentemente o melhor indicador da ocorrência de alagados (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A região denominada Pantanal, situada na parte ocidental do Brasil e porções adjacentes da Bolívia e Paraguai, é um alagado natural de 11.000.000 ha. O Pantanal recebe águas poluídas em sua parte setentrional e oriental, e as transforma em águas limpas, que são drenadas para o Rio Paraguai, um dos maiores provedores de águas da parte meridional da América do Sul (HAMMER, 1997). Os alagados naturais agem como um filtro biológico de águas superficiais e subsuperficiais, em que mecanismos físico-químicos, reações de degradação biológica aeróbia e anaeróbia, evapotranspiração e infiltração são responsáveis pela remoção de poluentes (WOOD, 1995).

1.2 - Comunidades biológicas.

Estruturalmente e funcionalmente, a maioria dos alagados naturais é dominada por uma variedade de microorganismos, especialmente bactérias e fungos, e espécies de plantas típicas. A diversidade de nichos físicos e químicos existentes nos alagados é responsável pela diversidade biológica aí presente (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Os organismos vivos dos alagados, com sua diversidade genética e adaptação funcional, são capazes de usar os constituintes das águas poluídas para o seu crescimento e reprodução. Ao usar os constituintes, estes organismos mediam transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes e modificam a qualidade da água.

1.2.1 - Os microorganismos.

Algumas das bactérias de importância na modificação da qualidade da água em alagados são as fototróficas, encapsuladas, de brotamento, quimiotróficas gram-negativas, gram-negativas aeróbias, gram-negativas anaeróbias, gram-negativas facultativas anaeróbias, gram-positivas, produtoras de metano, formadoras de endoesporos, actinomicetos e organismos correlatos. A maioria das bactérias é heterotrófica, isto é, obtém alimento e energia para o seu desenvolvimento em compostos orgânicos; algumas bactérias são autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir de carbono inorgânico - CO₂ (KADLEC e KNIGHT, 1996). Nos alagados, a maioria das bactérias está associada com as superfícies submersas das plantas, a matéria orgânica em decomposição e o meio suporte. Existe uma relação simbiótica entre as plantas aquáticas e as bactérias vivendo nas suas raízes e outras partes submersas (TROTTER et al., 1994).

Os fungos representam os organismos do reino eucariotes e são abundantes nos ambientes alagados. Todos os fungos são heterotróficos e sua nutrição é predominantemente saprofítica, isto é, baseia-se na degradação da matéria orgânica morta - eles são ecologicamente importantes nos alagados porque intermediam uma significativa proporção da reciclagem de carbono e outros nutrientes (KADLEC e KNIGHT, 1996). Os fungos vivem simbioticamente com espécies de algas (liquens) e plantas mais evoluídas (micorrizas), aumentando a eficiência dos hospedeiros na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte. Nos alagados, os fungos são normalmente encontrados em associação com restos de plantas em decomposição.

1.2.2 - As plantas aquáticas.

O termo macrófita - que engloba as plantas aquáticas vasculares florescentes, os musgos e a maioria das algas marinhas (APHA, 1992) - vem sendo ultimamente substituído por hidrófita, um termo mais abrangente, na referência às plantas aquáticas presentes em alagados. Porém, no experimento aqui descrito, o primeiro termo foi adotado por ser ainda amplamente conhecido e aplicado.

Macrófitas de água doce incluem as minúsculas *Wolffia* spp. - aproximadamente do tamanho de uma cabeça de alfinete - além de plantas tais como as taboas (*Typha* spp.), que podem atingir 4 m de altura, e árvores de cipreste (*Taxodium* spp.), que podem atingir 50 m de altura (APHA, 1992). As espécies mais altas frequentemente estão agrupadas em grande número, cobrindo extensas áreas de lagos rasos, reservatórios, várzeas e canais. Eventualmente podem ser incluídas entre as macrófitas algumas das maiores algas que vivem em água doce, aquelas mais desenvolvidas como por exemplo *Chara* spp., *Nitella* spp. e *Cladophora* spp. (APHA, 1992).

Devido à diversidade de habitats dos alagados, estima-se que mais de 5000 espécies de plantas são aí adaptadas (HAMMER, 1997). Dependendo do tipo de fixação das macrófitas no meio suporte do alagado, estas são classificadas como: flutuantes, submergentes e emergentes. Plantas flutuantes podem ser enraizadas ou não; sua folhagem principal (coroa) flutua livremente na superfície da água. Plantas submergentes podem ou não ter raízes; quase toda a sua folhagem cresce sob a superfície da água. Extremidades das plantas submergentes podem emergir para a floração. Plantas emergentes têm sua folhagem principal em contato com o ar, podendo estar na superfície da água ou acima dela; estão conectadas ao solo hidromórfico através de raízes. Em alguns casos as mesmas espécies de plantas podem crescer como tipos emergentes ou flutuantes, ou como tipos submergentes ou emergentes. Plantas vasculares submergentes ou emergentes tipicamente são enraizadas ao fundo, porém elas podem ser encontradas destacadas deste e flutuantes (APHA, 1992).

As algas e as macrófitas flutuantes tendem a ser mais fotossinteticamente ativas que as macrófitas emergentes na geração de O₂ e indiretamente na remoção de CO₂ das águas (WOOD, 1995).

2 – Sistemas naturais de tratamento de águas residuárias.

Os sistemas naturais e os sistemas convencionais biológicos requerem uma quantia similar de energia para degradação de cada quilograma de poluente no tratamento de águas residuárias; entretanto, a fonte de energia predominante nestes sistemas é distinta.

Os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias - gradeamento, sedimentação primária com ou sem coagulação, reatores de lodo ativado, filtração lenta, reatores biológicos de contato, valos de oxidação e alguns processos terciários - dependem predominantemente de energia proveniente de fontes não renováveis, os combustíveis fósseis, e de energia proveniente de hidrelétricas. Os sistemas convencionais se baseiam, em grande parte, nas transformações biológicas naturais dos poluentes, ocorridas tipicamente em ambientes fechados, isto é, reatores de concreto, aço ou plástico; estas transformações são potencializadas por aeração forçada, mistura mecânica e/ou adição de uma variedade de produtos químicos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Os sistemas naturais dependem, em maior ou menor extensão, de fontes renováveis de energia incluindo a radiação solar, a energia cinética eólica, a energia química livre das precipitações, das águas superficiais e subterrâneas, e a energia potencial armazenada na biomassa e nos solos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Os sistemas naturais e convencionais envolvem as mesmas transformações bioquímicas e físicas dos poluentes; porém, os primeiros, por serem em geral menos mecanizados, requerem menor tempo de manutenção e operação (U.S. E.P.A., 1988). Além disto, existem consequências ambientais comuns à maioria dos sistemas convencionais, a saber a depreciação de recursos energéticos não renováveis, a alteração de ecossistemas naturais e a disposição dos subprodutos residuais.

Os sistemas convencionais se baseiam no uso intensivo de energia, sendo aplicável quando se necessita de um método compacto de controle de poluição e se dispõe do tipo e quantidade de energia requeridos, como ocorre em geral nas grandes cidades. Por outro lado, os sistemas naturais se baseiam no uso extensivo de espaço físico, sendo uma alternativa atrativa em especial para pequenas comunidades e áreas rurais por apresentarem, além da simplicidade conceitual e operacional, grande capacidade de tamponamento, baixa

produção de lodo como subproduto e baixo custo de manutenção e operação (HABERL et al, 1995). Além disto, há um significado estético e ecológico no tratamento de efluentes por sistemas naturais.

As tecnologias de tratamento de águas residuárias incluídas na categoria de sistemas naturais englobam a infiltração localizada no solo, a aplicação lenta no solo, a infiltração rápida no solo, o escoamento superficial no solo, as lagoas de estabilização, as lagoas rasas contendo plantas flutuantes e os alagados (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Tanto os alagados construídos quanto os naturalmente existentes estão incluídos na categoria de sistemas naturais de tratamento de águas residuárias. Porém, é de suma importância ressaltar que os alagados naturais são protegidos por regulamentação em muitos países - um alto nível de pré-tratamento é exigido anteriormente à disposição das águas residuárias nestes ambientes. Portanto, os custos de pré-tratamento (no mínimo em nível secundário) e monitoramento são muito elevados quando o tratamento do resíduo líquido é feito nos alagados naturais (KADLEC e KNIGHT, 1996). Por outro lado, os alagados construídos são em geral considerados similares aos sistemas convencionais no que concerne à legislação (HABERL et al., 1995). Eles ainda tem a vantagem de permitir o controle sistemático e a otimização das habilidades dos alagados naturais em remover e transformar os poluentes (WOOD, 1995), além de possuírem flexibilidade de localização.

2.1 - Os alagados construídos.

Os alagados construídos podem ser considerados filtros biológicos em que microorganismos aeróbios e anaeróbios - fixados à superfície do meio suporte no qual as plantas estão estabelecidas ou fixados ou em associação com a rizosfera e outras partes submersas das plantas - são os principais responsáveis pelas reações de purificação da água (WOOD, 1995).

Os alagados construídos, de maneira geral, são usados no tratamento de (KADLEC e KNIGHT, 1996; HABERL et al, 1995; MITCHELL et al, 1995; MANFRINATO et al., 1993):

- águas de abastecimento, captadas de rios e lagos poluídos;

- águas residuárias domésticas, em nível primário, secundário e/ou terciário;
- águas de precipitações pluviométricas coletadas em rodovias, áreas urbanas e rurais;
- drenagens ácidas provenientes de atividades de mineração;
- efluentes provenientes de aterros (chorume);
- águas residuárias provenientes de algumas atividades industriais e agrícolas;
- águas subterrâneas com alto teor de nitrato;
- lodo produzido nos trat. biológicos convencionais (redução de volume e estabilização).

No geral, os alagados construídos são constituídos por um ou mais leitos dispostos em série ou paralelo, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável tal como cloreto de polivinila (PVC), polietileno de alta densidade (HDPE), polipropileno ou argila (TROTTER et al, 1994). Estes leitos são comumente cultivados em monocultura, com uma espécie de macrófita emergente; porém, podem ser cultivados com uma seleção de espécies. Eles são normalmente projetados com base no regime de escoamento adotado, conforme exposto a seguir com base na classificação da U.S.EPA, (1988).

2.1.1 - Escoamento superficial.

Estes leitos são tipicamente canais contendo um meio suporte subsuperficial (solo, brita, palha de arroz ou uma composição destes) onde as macrófitas enraízam; a água flui através do sistema, em uma pequena coluna acima do meio suporte. Este tipo de tratamento requerer uma maior área superficial, sendo apropriado para locais com acesso controlado, a fim de prevenir a exposição humana aos microorganismos patogênicos (TROTTER et al, 1994). As macrófitas cultivadas nestes leitos são predominantemente emergentes, porém podem ser submergentes ou flutuantes. Estima-se que estes sistemas de escoamento requerem 10 vezes mais área por volume de resíduo líquido que os sistemas subsuperficiais (KNIGHT, 1992).

2.1.2 - Escoamento subsuperficial.

Estes leitos são essencialmente filtros lentos horizontais contendo brita, solo, palha de arroz, vermiculita ou uma combinação destes como meio suporte, além de extensas raízes das macrófitas. É postulado que os mecanismos de remoção são mais numerosos e efetivos em leitos com brita (KADLEC e KNIGHT, 1996). A condutividade hidráulica dos solos normalmente usados como meio suporte é igual ou menor que 10^{-5} m/s, enquanto que a condutividade hidráulica inicial de britas de diâmetro uniforme entre 30 a 60 mm ou 50 a 100 mm é igual ou maior que 10^{-3} m/s (COOPER, 1993). Segundo BRIX (1987), o diâmetro médio das britas usadas como meio suporte nos leitos varia entre 50 a 200 mm.

A lâmina de água não fica exposta nos leitos, pois a superfície da água se encontra alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte, o que elimina odores e propagação de mosquitos, e protege pessoas e animais de exposição a microorganismos patogênicos (TROTTER et al, 1994). O resíduo líquido escoar por gravidade, horizontalmente ou verticalmente através do meio suporte do leito, entrando em contato com os microorganismos facultativos que vivem em associações com o meio suporte e com as raízes das macrófitas emergentes; o fundo do leito é inclinado - no geral possui 1% de inclinação - a fim de evitar o escoamento do resíduo líquido acima do meio suporte (COOPER, 1993).

A Tabela 1 apresenta a eficiência média de sistemas com escoamento horizontal, construídos em escala real, na remoção de alguns poluentes de águas residuárias domésticas, compiladas por diversos autores e citadas por HABERL et al (1995) e COOPER (1993).

A planta piloto em estudo no experimento aqui descrito se compõe de quatro leitos cultivados com macrófitas emergentes, tendo com sistema de escoamento subsuperficial horizontal.

Tabela 1. - Eficiência média obtida em sistemas com escoamento horizontal.

EFICIÊNCIA MÉDIA (%)		
parâmetros	71 unidades na Dinamarca HABERL et al. (1995).	Intervalo médio Europa - 1984/atualm. COOPER (1993)
DBO	80,3	80 - 90
DQO	65,6	_____
N_{TOT}	39,8	20 - 30
NH₄-N	34,0	_____
SS	73,5	_____
P_{TOT}	31,7	30 - 40

3 - Os leitos com escoamento subsuperficial horizontal.

3.1 - Critérios de projeto.

A Tabela 2 mostra os critérios de projeto recomendados por WOOD (1995), com base em revisão de publicações científicas recentes. O projeto e as variáveis de operação adotados no experimento aqui descrito foram baseados nestes critérios, e estão apresentados na última coluna da Tabela 2 - a memória de cálculo destes valores encontra-se no Apêndice.

Encontram-se abaixo os critérios de projeto recomendados atualmente pela Comunidade Européia e citados por COOPER (1993):

- área superficial igual a 5 m²/pessoa, considerando águas residuárias domésticas pré-tratadas por decantação ou em tanque séptico, com 150 a 300 mg DBO/L - para cargas maiores ou menores que estas, o cálculo da área superficial é feito aplicando-se uma fórmula;

- área de secção transversal dependente da condutividade hidráulica do leito após estabelecimento da vegetação - aplicação de fórmula derivada da lei de Darcy;
- profundidade média do leito igual a 0,6 m (a profundidades maiores as raízes e rizomas enfraquecem), e profundidade na entrada não menor que 0,3 m.

Tabela 2 - Critérios de projeto e operação.

Parâmetros	Critérios de WOOD (1995)	Experimento aqui descrito
Tempo de detenção (dias)	2 - 7	2,1 – 4,2
Profundidade col. d'água ou meio suporte (m)	0,1-1,0	0,35 (col. d'água) 0,40 (meio suporte)
Área específica de tratamento (ha.d/m³)	0,001-0,007	0,001-0,002
Razão no leito comprimento : largura	0,25:1 a 5:1	4:1
Taxa_{max} aplicada em KgDBO/ha.d	75	112,5 a 225* KgDQO/ha.d
Carga hidráulica (mm³/mm² .d)	2-30	41- 82

*Considerando o valor da DQO de águas residuárias domésticas 2-2,5 vezes maior que o valor de sua DBO, adotou-se neste experimento valores de taxa de aplicação de resíduos em KgDQO/ha.d variando entre 1,5 a 3 vezes o valor de taxa de aplicação de resíduos recomendada por WOOD (1995) em KgDBO/ha.d.

A experiência tem demonstrado que o fluxo hidráulico nos leitos - esc. superficial e subsuperficial - não é uniforme, o que conseqüentemente o torna fator limitante primário na determinação da detenção hidráulica dentro dos leitos (HABERL et al., 1995). O escoamento nos leitos não pode ser definido como totalmente “plug-flow”, nem como totalmente de mistura completa (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Fatores relacionados diretamente às condições climáticas locais e relevantes ao projeto são a temperatura ambiente e a perda de água por evaporação através da superfície dos leitos. Além disso, existe a perda de água por evapotranspiração, causada pelo metabolismo e crescimento das plantas aquáticas. Leitos operados em sistema de escoamento subsuperficial são sujeitos a perdas menores através da superfície, quando comparados àqueles operados em sistema de escoamento superficial (TROTTER et al, 1994).

Enquanto os sistemas de escoamento superficial são muito utilizados no tratamento terciário de efluentes na América do Norte, particularmente para grandes volumes de águas residuárias, os sistemas de escoamento subsuperficial são amplamente aceitos no tratamento secundário de efluentes na Europa, Austrália e África do Sul, particularmente em pequenas comunidades (COOPER, 1993; WOOD, 1995). A combinação dos dois sistemas pode também ser usada como processo de tratamento, a começar pelo escoamento subsuperficial, seguido pelo outro (WOOD, 1995).

COOPER (1993) recomenda o pré-tratamento das águas residuárias influentes nestes leitos através de gradeamento e decantação. Para sistemas de tratamento de pequeno porte (atendendo menos de 100 pessoas), um tanque séptico bem projetado é suficiente; para sistemas maiores, um tanque de sedimentação primária convencional é recomendado, ou, na impossibilidade disto, deve-se usar uma peneira com perfurações menores ou iguais a 6 mm.

O tratamento de águas residuárias nos leitos com escoamento subsuperficial é feito por uma combinação de interações biológicas, físicas e químicas entre as plantas cultivadas, o meio suporte e a comunidade microbiológica inerente (WOOD, 1995).

3.2 - Fatores abióticos.

A temperatura, a quantidade de oxigênio dissolvido e o pH são fatores abióticos de relevância para os processos biológicos ocorridos nos leitos construídos.

A temperatura do efluente dos leitos é aproximadamente igual à média diária de temperatura do ar, uma vez que há um balanço entre as formas de transferência dominantes: ganhos através da energia solar e perdas através de energia evaporativa. Temperaturas

baixas aumentam a solubilidade do oxigênio na água, porém diminuem a atividade microbiana.

Dentro dos leitos, a concentração de oxigênio dissolvido na água é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividades biológicas e meio suporte. O oxigênio residual dissolvido contido no fluxo de alimentação dos leitos é suplementado pelo oxigênio transferido a partir da atmosfera - pela superfície da água e por transporte convectivo a partir de folhas e caule das plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

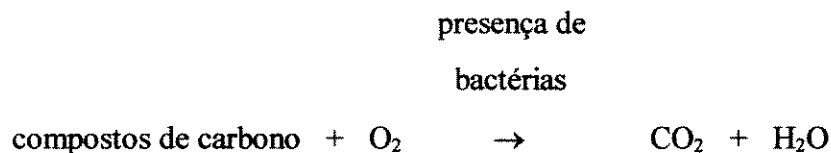
A transferência de oxigênio através da superfície da água ocorre por uma combinação de difusão molecular e mistura, causada por diversos agentes: precipitações, por exemplo, transportam o oxigênio dissolvido e promovem mistura. Não existem estudos específicos de transporte de oxigênio a partir do ar para água em movimento em um leito de esc. subsuperficial (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O transporte convectivo de oxigênio a partir de folhas e caule das macrófitas é balanceado pela respiração das raízes submersas. O excesso de oxigênio das demandas respiratórias contribui para a ocorrência de processos oxidativos na rizosfera - microzonas oxigenadas conduzem reações de oxidação e o meio suporte anaeróbico circundante conduz reações de redução. Estas duas regiões estão a micrômetros de distância, sendo conectadas através de difusão (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Alguns autores, como SORRELL e ARMSTRONG (1994), investigaram técnicas de medição do oxigênio liberado por raízes de macrófitas e concluíram que quantias consideráveis de oxigênio podem ser liberadas pelo sistema de raízes na rizosfera, e que as medidas mais realísticas disto são obtidas em soluções com alta demanda de oxigênio. Outros autores, como KADLEC e KNIGHT (1996) acham provável que a maior parte da transferência de oxigênio a partir da atmosfera para a coluna d'água no leito ocorra por aeração através da interface, uma vez que o transporte de oxigênio para a rizosfera não parece exceder significativamente os requerimentos de respiração da planta, sendo insuficiente para satisfazer as demandas dos microorganismos heterotróficos. Por fim, há autores como COOPER (1993) que afirmam que há a liberação de oxigênio para a rizosfera através das raízes, porém a taxa deste suprimento é desconhecida.

A maioria dos leitos construídos recebe cargas de carbono e nitrogênio orgânico suficientes para consumir oxigênio dissolvido nas águas residuárias até cerca de 1 a 2 mg/L. Porém, as bactérias heterotróficas, responsáveis pela oxidação do carbono, competem com as bactérias nitrificantes por locais de fixação nos leitos. Como consequência, há a oxidação preferencial dos compostos carbonáceos, até que sua demanda por oxigênio se reduza ao mesmo nível daquela do íon amônio (METCALF e EDDY, 1991).

O consumo de oxigênio dissolvido por oxidação de compostos carbonáceos dissolvidos e de matéria orgânica em decomposição ocorre de acordo com a reação de respiração aeróbia simplificada:



Os compostos de carbono podem também ser convertidos por outras vias dentro dos leitos.

A oxidação preferencial dos compostos carbonáceos é seguida pela nitrificação de amônia dissolvida na água e daquela gerada por mineralização de compostos orgânicos nitrogenados dissolvidos (METCALF e EDDY, 1991) - o ataque das bactérias saprófitas à matéria orgânica gera no meio condições de alcalinidade que são a base para a ocorrência da nitrificação. Entretanto, o oxigênio consumido na nitrificação pode ser reciclado, se ocorre a desnitrificação. Isto pode reduzir o consumo de oxigênio no processamento de nitrogênio nos leitos de 4,5 para 1,7 mg O₂/L, em troca de consumo de carbono na desnitrificação (KADLEC e KNIGHT, 1996). Nos leitos, a redução de nitrato e sulfato ocorrem em ambientes anóxicos e em zonas moderadamente anaeróbias; a metanogênese ocorre em zonas extremamente anaeróbias.

A concentração de íons hidrogênio, ou pH, influencia muitas transformações bioquímicas, pois ela afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Muitas bactérias responsáveis pelo tratamento somente sobrevivem em ambientes com pH entre 4,0 e 9,5 (METCALF e EDDY, 1991); as bactérias desnitrificantes preferem os ambientes com pH entre 6,5 e 7,5, enquanto as nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,2.

Em adição ao controle de vários processos biológicos, o pH é também um determinante de várias reações químicas importantes, a saber:

- um pH teórico de 6,3 favorece a precipitação de fosfato de alumínio ;
- um pH teórico de 5,3 favorece a precipitação de fosfato de ferro;
- íon amônio se transforma em amônia livre a pH acima do neutro e altas temperaturas;
- a protonação do fósforo muda com o pH;
- os precipitados de hidróxido e oxihidróxido de alumínio e ferro são sensitivos ao pH.

Não há evidências de flutuações diurnas de pH em áreas de alagados contendo vegetação emergente densa. As substâncias orgânicas geradas dentro dos leitos através do ciclo de crescimento, morte e decomposição são a origem da sua acidificação natural. Como consequência, o sistema água - meio suporte dentro do leito é tamponado especialmente em relação a substâncias básicas presentes no fluxo de entrada (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.3 - Assimilação de poluentes.

Os mecanismos de assimilação de poluentes nos leitos dependem principalmente do suprimento de oxigênio para os microorganismos, da condutividade hidráulica e das condições químicas do meio suporte (HABERL et al, 1995). A maioria das transformações químicas ocorridas nos leitos são controladas pelos microorganismos aí presentes, através da produção de enzimas e catalisadores (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.3.1 - Sólidos suspensos e turbidez.

A turbidez de uma água é devida à presença de partículas em suspensão e coloidais, tais como argila, silte, limo, matéria orgânica, plâncton, organismos microscópicos, carbonato de cálcio, e outros (NOUR, 1996). Muitos poluentes das águas residuárias, tais

como metais e compostos orgânicos, são associados a estas partículas em suspensão e coloidais.

Os leitos de esc. subsuperficial são consistentemente efetivos na redução de elevadas concentrações de sólidos suspensos (KADLEC e KNIGHT, 1996), através dos processos físicos encerrados em uma filtração em meio granular (METCALF e EDDY, 1991): sedimentação nos interstícios, retenção por constrição do fluxo (filtração) e colisão com adesão a grânulos do meio suporte (causada por forças entre partículas). As baixas velocidades do fluxo, somadas à presença de vegetação e da brita usada como meio suporte, promovem os processos descritos.

Nos leitos ocorre também geração de material particulado. As partes submersas das macrófitas - raízes e rizomas - produzem fragmentos e detritos por decaimento e morte, o mesmo acontecendo com algas, fungos e bactérias. Estes microorganismos são irregularmente distribuídos dentro dos leitos, sendo concentrados na região de alimentação e próximos ao fundo dos leitos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.3.2 - Compostos carbonáceos orgânicos.

O consumo de compostos de carbono nos leitos se dá tanto por processos aeróbios quanto anaeróbios. Compostos de carbono degradáveis são rapidamente utilizados nos processos de carbono dos leitos. Ao mesmo tempo, uma variedade de processos de decomposição produz carbono disponível. Em geral, as quantias de carbono cíclicas nos leitos excedem em muito as quantias presentes nas águas residuárias (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O desenvolvimento da vegetação nos leitos requer CO_2 - fotossíntese. Por outro lado, muitas rotas levam à produção microbiana de CO_2 , bem como de CH_4 nos leitos. Estes dois gases são dissolvidos na água a uma certa extensão, e portanto há transferência ativa de carbono entre a água e a atmosfera (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Nos leitos com esc. subsuperficial a incorporação de carbono aos tecidos das plantas ocorre cinco vezes mais rápido que nos leitos com esc. superficial (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Quando os leitos são sobrecarregados por constituintes que demandam oxigênio ou são operados com uma coluna de água muito profunda, as condições do meio suporte se tornam altamente redutoras, prevenindo a nitrificação (WOOD, 1995). Por outro lado, condições subsuperficiais oxidativas favorecem a nitrificação, tornando insignificantes as concentrações de ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}) e sulfeto (HS^-) nas águas residuárias.

3.3.3 - Nitrogênio

As formas de nitrogênio inorgânico de maior importância para sistemas de alagados são amônia (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 ou N_2O_4), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); os quatro primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas orgânicas de maior importância incluem produtos naturais como aminoácidos, aminas, uréia, purinas e pirimidinas (APHA, AWWA & WPCF, 1992; KADLEC e KNIGHT, 1996). Todas estas formas de nitrogênio são bioquimicamente interconvertíveis e são componentes do complexo ciclo de nitrogênio nos alagados.

Gás nitrogênio e óxido nitroso são quase que completamente inertes em se tratando de eutrofização e toxicidade das plantas; óxido nitroso é um produto intermediário da desnitrificação. Óxido nítrico reage com a água para formar o íon NO_3^- (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A amônia é a forma de nitrogênio mais reduzida, que pode estar ionizada (NH_4^+) ou não ionizada (NH_3), dependendo da temperatura e do pH da solução. O NH_4^+ é predominante nos alagados construídos expostos a temperaturas médias de 25°C e pH próximo de 7; nos leitos construídos, ele pode ser removido da solução através de troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e meio suporte. A amônia é importante em alagados e outras águas superficiais por três razões (KADLEC e KNIGHT, 1996):

- entre as formas de nitrogênio nutrientes, ela é a preferida da maioria das macrófitas e das bactérias autótrofas;
- ela é quimicamente reduzida e portanto pode ser prontamente oxidada em águas naturais, resultando em consumo significativo de oxigênio ($4,3\text{g O}_2/\text{g NH}_3$);

- amônia não - ionizada é tóxica a muitas formas de vida aquática em baixas concentrações ($>0,2$ mg/L).

Nitrato é a forma de nitrogênio de maior estado de oxidação presente nos sistemas de alagados. Ele é um nutriente essencial para muitos organismos autótrofos fotossintéticos, porém em excesso conduz as águas superficiais à eutrofização. Em águas residuárias domésticas, o nitrato ocorre em pequenas concentrações (TROTTER, E.A., THOMSON, B., COLEMAN, R., 1994). Ele é absorvido por argilas minerais, porém a competição com outros íons pode levar à sua desorção (HABERL et al, 1995).

Nitrito é uma forma de nitrogênio em estado de oxidação intermediário (+3) entre amônia (-3) e nitrato (+5). Por ser quimicamente instável, ele é encontrado em concentrações muito baixas na maioria dos alagados naturais (APHA, AWWA & WPCF, 1992).

Nos sistemas de alagados, o nitrogênio é mobilizado pelos processos físicos de decantação e suspensão de particulados, deposição a partir da atmosfera, difusão de formas dissolvidas, assimilação e translocamento pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção de nitrogênio solúvel pelo meio suporte, liberação através de sementes, migração de organismos e acumulação resultante do decaimento das plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996). A volatilização da amônia pode ser limitada nos leitos de escoamento subsuperficial.

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridos nos sistemas de alagados são (BRIX, 1993; TROTTER, E.A., THOMSON, B., COLEMAN, R., 1994; KADLEC e KNIGHT, 1996):

(a) amonificação – transformação biológica de nitrogênio orgânico a amônia, com liberação de energia. As bactérias heterotróficas responsáveis por esta decomposição são mais eficientes em condições aeróbias, porém também agem em ambiente anaeróbio; elas são encontradas associadas especialmente às raízes das macrófitas. Este complexo processo de mineralização ocorre mais rápido que a nitrificação; sua temperatura ótima está entre 40 e 60°C e seu pH ótimo entre 6,5 e 8,5.

(b) nitrificação - processo de oxidação microbiológica da amônia, sendo o principal mecanismo de transformação da amônia em alagados construídos; ocorre mesmo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (0,3 mg O_2 /L). Consiste dos dois estágios:



A nitrificação está limitada a aproximadamente 0,8 g N/m²/d nos leitos de escoamento subsuperficial, de acordo com a estimativa da quantidade de oxigênio liberado pelas raízes das macrófitas.

(c) desnitrificação - redução do nitrato ou nitrito, com produção de gás nitrogênio, óxido nitroso ou óxido nítrico. É um processo essencial, complementar ao metabolismo heterotrófico, que ocorre na ausência de oxigênio dissolvido ou livre (ambientes anóxicos), sendo mais comumente realizado por bactérias heterotróficas dos grupos *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. O decaimento da biomassa nos leitos provê o carbono, fonte de energia necessária à desnitrificação, porém compete com a nitrificação por oxigênio.

(d) fixação biológica – processo de redução de gás nitrogênio (difundido no meio aquático) a amônia, realizado por bactérias autotróficas ou heterotróficas, algas e plantas mais evoluídas, sob condições anaeróbias. Sua ocorrência nos alagados está especialmente associada com as plantas, porém as taxas de transformação de nitrogênio por fixação aí ocorridas são normalmente negligenciáveis.

(e) assimilação – vários processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico a compostos orgânicos (formadores de células e tecidos nas plantas superiores, algas e microorganismos). Na maioria das vezes, a absorção de nitrato pelas plantas de alagados é menos favorecida que a absorção de íons amônio, porém ela pode ser favorecida quando as águas residuárias são ricas em nitrato – as macrófitas utilizam enzimas para converter o nitrogênio oxidado a formas utilizáveis; a produção destas enzimas decresce quando íon amônio está presente.

A biota - macrófitas, microfauna e microflora - presente nos leitos de escoamento subsuperficial absorve nitrato e íon amônio das águas residuárias. As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água pela decomposição da biota são presumivelmente nitrogênio orgânico e íon amônio; a maior parte do nitrogênio orgânico liberado é prontamente hidrolizada por processos químicos ou microbiológicos, sendo transformada em amônia (KADLEC e KNIGHT, 1996). A decomposição da biota na superfície do meio suporte dos

leitos, em contato com a atmosfera, favorece a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação.

Em um alagado natural, a quantia total de nitrogênio presente na coluna d'água é calculada somando-se o valor do NTK (amônia e nitrogênio orgânico) às concentrações de nitrato e nitrito. Nos detritos, meio suporte e tecidos biológicos, a quantia total de nitrogênio encontrada é aproximadamente igual ao NTK, uma vez que a forma de nitrogênio aí predominante são os compostos orgânicos solúveis e insolúveis. A quantidade de nitrogênio orgânico em uma amostra de água é funcionalmente estimada pela subtração da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ do valor do nitrogênio total Kjeldahl.

O estudo do mesocosmo de vários leitos com escoamento subsuperficial, cultivados com várias espécies de macrófitas e contendo brita como meio suporte, determinou que cerca de 25 % da remoção de nitrogênio aí ocorrida se dá por imobilização e 75% por desnitrificação (ZHU e SIKORA, 1994).

3.3.4 - Fósforo.

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente na forma de fosfato (PO_4^{3-}). Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, e outros polifosfatos), e fosfatos ligados a compostos orgânicos (APHA; AWWA & WPCF, 1992). Eles são encontrados em solução, em partículas ou detritos, ou em tecidos de organismos aquáticos (bactérias, fungos, algas, microinvertebrados, macrófitas); fosfatos também estão presentes em sedimentos no fundo de corpos de água e em lodos biológicos, tanto sob forma inorgânica precipitada como incorporados a compostos orgânicos, formando complexos organofosforados refratários (APHA et al., 1992). Todas estas formas de fósforo se interconvertem através de um complicado ciclo biogeoquímico que envolve muitas rotas (MITCHELL et al., 1995). De modo geral, a ciclagem do fósforo nos alagados naturais é eficiente e extensiva.

Fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada; o estoque e a translocação de fósforo nos tecidos das plantas varia sazonalmente (MITCHELL et al.,

1995). As raízes das plantas contêm uma fração significativa de fósforo ativo; porém, a maioria do fósforo assimilado pelas plantas retorna à água por processos de decomposição (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O fosfato pode também ser adsorvido nos sedimentos, e neste caso as formas de fósforo precipitadas e insolúveis podem ser redissolvidas com a alteração das condições ambientais; a mineralização do fósforo é muito complexa, porém apresenta as seguintes tendências (KADLEC e KNIGHT, 1996):

- em meio suporte ácido, fósforo pode ser fixado por alumínio ou ferro;
- em meio suporte alcalino, fósforo pode ser fixado por cálcio ou magnésio;
- condições redutivas conduzem à solubilização de minerais de ferro e liberam fósforo.

Nos alagados naturais, a maioria do fósforo encontrado na coluna de solo é estrutural, fortemente ligado, na forma orgânica ou inorgânica - este fósforo não está disponível para uso nos ciclos bióticos normais. A quantia de fósforo encontrada em solução ou adsorvida é um reflexo do potencial redox, que varia dentro do leito (MITCHELL et al., 1995).

Águas residuárias apresentam-se normalmente desbalanceadas em relação aos requerimentos de nutrientes dos ecossistemas aquáticos, que em proporção molar em relação ao carbono são C:N:P = 106:16:1, ou em proporção de massa são C:N:P = 41:7:1. Na maioria das vezes, o fósforo está presente em excesso, e por ser um elemento nutriente estimula o desenvolvimento da biomassa (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Analiticamente, a quantia total de fósforo nos leitos de esc. subsuperficial é igual à soma de fósforo dissolvido e suspenso nas águas residuárias. A sedimentação de fósforo particulado e adsorção de fósforo solúvel são os processos de remoção básicos que ocorrem nos leitos. O desempenho de remoção aí ocorrida é quase que independente da temperatura, porém é dependente do pH e tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizado por algumas espécies (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O fósforo entra nos leitos com o fluxo de alimentação e por deposição atmosférica; sai dos leitos com o fluxo de saída e por liberação gasosa de PH_3 (KADLEC e KNIGHT, 1996). Ele pode se tornar disponível no leito através de desorção, reversão de ligação química ou difusão através da solução.

O acúmulo de biomassa residual e minerais são mecanismos de estocagem que contribuem para a remoção de fósforo dos leitos (KADLEC e KNIGHT, 1996). Além disto, certa quantia de fósforo pode ser removida com o corte da vegetação dos leitos (MITCHELL et al., 1995).

A composição do meio suporte presente no leito de esc. subsuperficial é muito importante no que diz respeito à remoção de fósforo por processos de adsorção. Materiais ricos em ferro, alumínio, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregados para melhorar este mecanismo de remoção (COOPER, 1993; KADLEC e KNIGHT, 1996). Tipicamente, os requerimentos de área de alagado construído para remoção de fósforo são maiores que todos os outros requerimentos.

3.3.5 - Coliformes totais e fecais.

Os microorganismos patogênicos presentes nas águas residuárias são eliminados através de significativo decaimento natural e das condições ambientais desfavoráveis a que são expostos nos leitos construídos (temperatura e substâncias químicas desfavoráveis), através de adsorção e filtração pelo meio suporte, sedimentação e predação por microorganismos (REED, 1988; KADLEC e KNIGHT, 1996).

A eficiência na remoção de bactérias nos alagados é uma função da população afluyente: ela é tipicamente alta quando a população afluyente o é, mas declina a eficiências negativas quando a população afluyente é mais baixa que as taxas de produção de bactérias *in situ* (KADLEC e KNIGHT, 1996).

No geral, as tecnologias naturais de tratamento reduzem mais efetivamente as populações de patogênicos quando operadas com tempos de residência maiores e de modo mais intensivo em termos de área. Os sistemas de alagados cultivados aparentam ser mais efetivos na remoção de patógenos que as lagos facultativas e outros sistemas naturais de tratamento, por proporcionarem mais contato físico entre os patógenos e as superfícies sólidas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.4 - Cultivo de macrófitas emergentes.

3.4.1 - Importância.

O cultivo das macrófitas emergentes nos leitos é essencial para um bom desempenho no tratamento das águas residuárias, uma vez que a rizosfera e outras partes submersas da planta, juntamente com o meio suporte, funcionam como meio de suporte e fixação dos microorganismos aeróbios e anaeróbios, responsáveis pela quebra biológica dos componentes orgânicos contidos no resíduo líquido (COOPER, 1993). As macrófitas também modificam de modo significativo o ambiente químico do meio suporte, quer pela aeração indireta, quer por outros mecanismos (MITCHELL et al., 1995). Outras funções das macrófitas emergentes nos leitos são a retenção de sólidos suspensos por simples filtração – do mesmo modo que o meio suporte, o controle da propagação de algas e a manutenção da condutividade hidráulica do meio suporte, pelo crescimento horizontal e vertical das raízes.

Durante um período inicial de sucessão e desenvolvimento das plantas nos leitos, a imobilização direta de poluentes pela rizosfera pode ser considerável (KADLEC e KNIGHT, 1996). Porém, a assimilação de nitrogênio pela biomassa das macrófitas varia com a espécie usada e o progresso da vegetação (HABERL et al, 1995). Poucos nutrientes são predominantemente removidos por assimilação; para a maioria dos poluentes, a assimilação pelas plantas tem pouca importância quando comparada com as transformações microbiológicas e físicas ocorridas nos leitos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As plantas cultivadas nos alagados construídos no geral apresentam tecidos com concentrações de nutrientes mais altas que aquelas encontradas nos tecidos de plantas provenientes de alagados naturais; porém, o período e o local de coleta de amostras podem afetar os cálculos de estoque dos elementos na biomassa das plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996). Neste contexto, é importante salientar também que o ciclo da biomassa localizada no meio suporte (rizoma e raízes) é maior do que aquele das partes aéreas (folhas e caule) das macrófitas emergentes.

A importância relativa de assimilação de N pelas plantas depende da carga aplicada aos leitos contruídos. Porém, de acordo com WETZEL (1993), acima de 10% da remoção de nitrogênio e fósforo das águas residuárias pode ser feita através de assimilação pelas macrófitas emergentes.

Inúmeros estudos feitos na presença e ausência de macrófitas nos leitos construídos levaram à conclusão, quase que invariável, de que o desempenho do tratamento é melhor na presença das plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.4.2 - Seleção do gênero.

As associações plantas/microorganismos são complexas e podem variar com a espécie de planta; além disto, diferentes microorganismos processam as mesmas substâncias em diferentes intervalos de tempo. Cada espécie de planta suporta proporções específicas de certos tipos de microorganismos, o que significa que algumas associações plantas/microorganismos são mais eficientes na remoção de certos nutrientes que outras (TROTTER, E.A., THOMSON, B., COLEMAN, R., 1994). Porém, não existe um critério que defina a espécie de macrófita apropriada para o tratamento de um tipo específico de resíduo líquido (MITCHELL et al., 1995). A Tabela 3 apresenta um levantamento das macrófitas emergentes herbáceas normalmente cultivadas nos leitos de escoamento subsuperficial.

A Figura 1 mostra quatro gêneros comumente cultivados em leitos de escoamento subsuperficial. Destes, *Typha* e *Eleocharis* foram usados no experimento aqui descrito.

As plantas do gênero *Typha*, ou em linguagem popular taboas, pertencem à Família monotípica *Typhaceae*, sendo encontradas em ambos os hemisférios nas regiões temperadas e tropicais (JOLY, 1979). Suas características gerais são de plantas perenes, herbáceas, fortemente rizomatozas, com inflorescências terminais, reproduzidas por sementes e através de rizomas, agressivas - podem produzir 7.000 Kg de rizomas por ha (LORENZI, 1992). Cerca de 17 espécies de *Typha* são conhecidas (PEIXOTO e MORAES, 1963); sua época de floração é em fim de outono e inverno (JOLY, 1979).

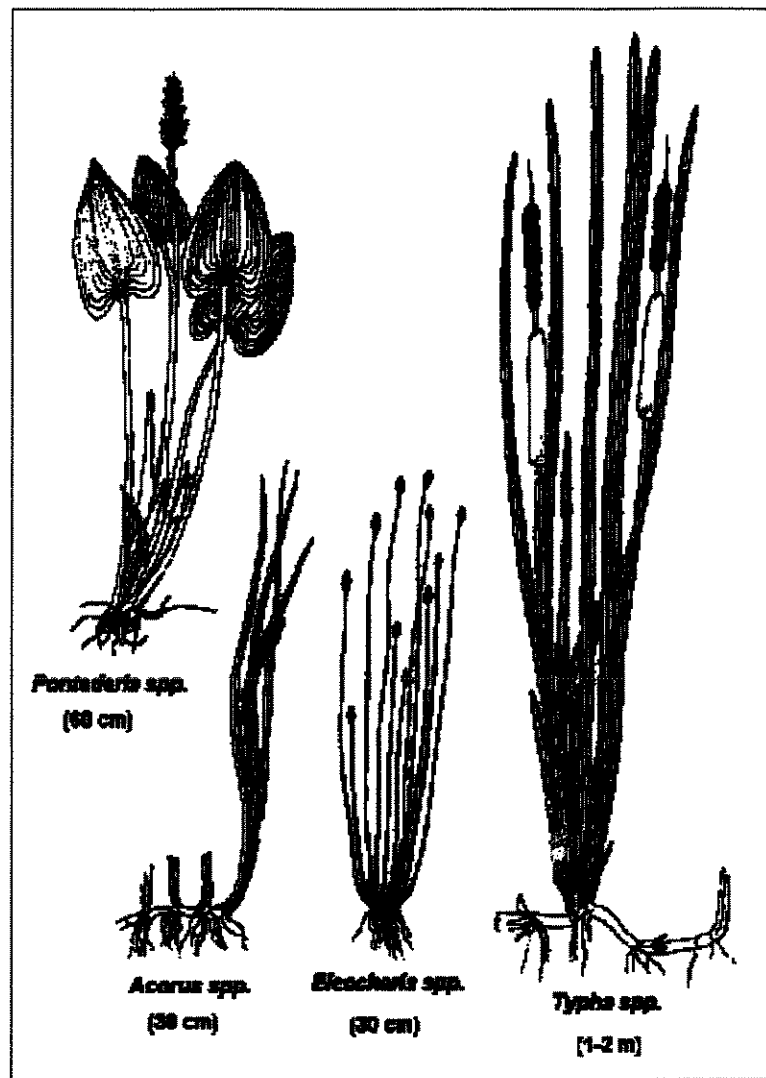
Tabela 3 - Plantas emergentes herbáceas normalmente cultivadas em leitos de escoamento subsuperficial.

Plantas emergentes	
Gênero	Espécies
<i>Acorus</i>	spp.
<i>Anemopsis</i>	<i>californicus</i>
<i>Brassica</i>	<i>juncea</i>
<i>Canna</i>	<i>flaccida</i>
<i>Colocasia</i>	<i>esculenta</i>
<i>Cyperus</i>	<i>papyrus</i>
<i>Eleocharis</i>	<i>dulcis, sphacelata, fistulosa</i>
<i>Glyceria</i>	<i>maxima</i>
<i>Hedychium</i>	<i>coronarium</i>
<i>Iris</i>	<i>pseudacorus</i>
<i>Juncus</i>	<i>ingens, sellovianus</i>
<i>Phalaris</i>	<i>arundinacea</i>
<i>Phragmites</i>	<i>australis, carca, communis</i>
<i>Pontederia</i>	spp.
<i>Schoenoplectus</i>	<i>lacustris, validus</i>
<i>Scirpus</i>	<i>acutus, lacustris, olneyi, robustus, pungens, validus</i>
<i>Spartina</i>	<i>cynosuroides</i>
<i>Typha</i>	<i>dominguensis, latifolia, orientalis</i>
<i>Zantedeschia</i>	<i>aethiopica</i>

As taboas são consideradas plantas daninhas no Brasil, sendo muito frequente em margem de lagoas ou represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas em geral (LORENZI, 1992). Porém, elas possuem valor econômico, podendo ser empregadas como (LORENZI, 1992; JOLY, 1979; PEIXOTO e MORAES, 1963; HOEHNE, 1955; PECKOLT, 1942).:

- ornamentos (inflorescência) e matéria prima no fabrico de papel (fibras das folhas);
- medicamento de propriedades adstringentes, diuréticas e emolientes (raiz e folhas);
- alimento - teor de proteína igual ao milho e carboidratos igual ao da batata (rizoma);
- forragem verde - suplementação de material succulento;
- material de enchimento para almofadas, colchões, travesseiros, etc...(paina de seda dos frutos, raízes secas);
- material para manufatura de esteiras, assentos de cadeiras, móveis trançados, cestas, chapéus, sandálias, etc...(folhas e hastes);
- matéria-prima na produção de álcool por fermentação;
- isolante de calor e som (fibras dos caules);

- material adesivo (polissacarídeos do caule) e meio natural de cultura (farinha da planta).



Fonte: Adaptado de APHA (1992).

Figura 1 - Plantas superiores emergentes (Espermatófitas).

As plantas do gênero *Eleocharis*, ou em linguagem popular junco-manso, pertencem à Família *Cyperaceae* (LORENZI, 1992). Este gênero apresenta algumas centenas de espécies, tendo características gerais de plantas perenes, herbáceas, robusto-rizomatozas, entouceiradas, reproduzidas por sementes e através de rizomas, com inflorescências terminais (LORENZI, 1992; JOLY, 1979). Apresenta um crescimento bastante vigoroso, principalmente se estiver vegetando em locais banhados por águas poluídas (LORENZI, 1992).

As plantas do gênero *Eleocharis* são consideradas daninhas no Brasil, sendo medianamente frequentes em locais úmidos, brejosos ou inundados; elas têm larga distribuição em todo o mundo (LORENZI, 1992; JOLY, 1979; HOEHNE, 1955). Infesta principalmente os canais de drenagem, margens de lagos e lavouras de arroz inundado, onde compete com a cultura cultivada (LORENZI, 1992; BERTELS, 1967). A Família *Cyperaceae* não tem importância econômica (JOLY, 1979).

A seleção destes dois gêneros para cultivo no experimento aqui descrito foi baseada na sua abundância e adaptação à região de Campinas-SP.

4 - Perspectiva histórica.

A Tabela 4 apresenta um resumo cronológico de algumas das pesquisas que em muito contribuíram para a implementação da tecnologia de uso de alagados construídos no tratamento de efluentes, como meio de manutenção da qualidade da água em várias partes do mundo.

Tabela 4 - Perspectiva histórica da tecnologia de uso de alagados no tratamento de águas residuárias.

Data	Local e autor do experimento	Enfoque do trabalho/finalidade do projeto
1952 até fim dos anos 70	Max Planck Institute, Plon, Alemanha. K.Seidel	Sistema de alagados com 2 estágios, esc. vertical seguido de horizontal, com cultivo de <i>Phragmites australis</i> , <i>Iris</i> , <i>S. lacustris</i> , <i>Typha</i> ; brita como meio suporte; trat. de águas residuárias brutas (remoção de fenol de res. doméstico; tratamento de res. de laticínios e ind. têxteis).
1952 até fim dos anos 70	Max Planck Institute, Plon, Alemanha. R.Kickuth.	Processo esc. horiz. em 1 estágio, tendo solo como meio suporte e <i>Phragmites australis</i> como planta emergente; trat. águas residuárias mecanicamente pré-tratadas.
1967 a 1972	Morehead City, North Carolina, EUA. H.T. Odum e assoc..	Reciclagem de efluente municipal em lagos construídos em estuários e em alagados salobros naturais contendo vegetação litorânea.
1972 até a presente data.	Bellaire, MI, EUA.	Descarte de águas residuárias municipais em floresta alagada natural - escala real.
1972 a 1977	Porter Ranch, MI, EUA R.H.Kadlec e assoc..	Tratamento de águas residuárias municipais em floresta alagada natural (16 ha).
1972 a 1977	Gainesville, FL, EUA. H.T.Odum, K. Ewel,assoc.	Uso de alagados arbóreos (gênero <i>Cipressus</i>) naturais para reciclagem de águas residuárias municipais.
1973 até a presente data.	Mt.View, CA, EUA.	Alagado construído para trat. de águas resid. municipais e habitat natural - escala real (8,5 ha).
1973 a 1975	Wisconsin, EUA. F.L. Spangler e colab..	Remoção de poluentes em alagados construídos cultivados com macrófitas emergentes; remoção de fósforo em alagados naturais e construídos.
1974 até a presente data.	Othfresen, Alemanha.	Tratamento de águas resid. municipais em alagado construído (root-zone) em escala real, de acordo com projeto desenvolvido por R.Kickuth e colaboradores.
1974 a 1988	Estação NSTL, MS B.C.Wolverton e colab..	Reciclagem de águas residuárias municipais e poluentes prioritários em leitos com escoamento subsuperficial, tendo brita como meio de suporte.
1975 até a presente data.	Mandan, ND, EUA. Amoco Oil Company Lichfield et al.	Tratamento de "runoff" de área industrial e de águas resid. de refinaria de óleo pré-tratadas em lagoas e alagados construídos (proj. escala real).
1976 a 1982	SE da Flórida, EUA. F.E.Davis et al.	Remoção de nutrientes de drenagem agrícola em alagados naturais.

Tabela 4 (continuação) - Perspectiva histórica da tecnologia de uso de alagados no tratamento de águas residuárias.

Data	Local e autor do experimento	Enfoque do trabalho/finalidade do projeto
1977 a 1991	Lake Buena Vista, FL, EUA.	Florestas alagadas naturais e construídas; trat. avançado e disposição de 27.700 m ³ /d de resíduo munic. - escala real.
1978	Austrália, D.S. Mitchell	Espécies de macrófitas cultivadas em alag. construídos.
1979 até a presente data.	Arcata, CA, EUA. Gearheart e colab..	Tratamento de águas residuárias municipais em sistema de alagados em escala piloto - atualmente em escala real.
1979 a 1982	Humboldt, SK, EUA. Lakshman e colab..	Tratamento de esgoto municipal usando lagoas e trincheiras de alagados em sistema de batelada.
1980 até a presente data.	Show Low, AZ, EUA.	Alagados construídos para trat. de águas resid. municipais e manutenção de habitat natural - escala real.
1980 a 1984	Listowel, Ontario, Canada. Herskowitz e assoc..	Trat. de águas resid. municipais em alagados construídos, com variações nas condições de projeto e operação.
1981 até a presente data.	New S. Wales, Austrália Bavor et al.	Ciclo do nitrogênio em sedimentos de alagados; instalação experimental para polimento de águas residuárias (esp. P)
1981 a 1984	Santee, CA, EUA. R.M.Gersberg e colab.	Tratamento de águas residuárias municipais em alagados com escoamento subsuperficial.
a partir de 1982	CSIRO Griffith, Austrália AMIRA	Tratamento de águas de escoamento de chuva em áreas de atividades de mineração.
1984 até a presente data	Países da Europa (esp. Alemanha, Áustria, Eslovênia, Suíça, Reino Unido, Dinamarca)	Construção de cerca de 1000 sist. alagados para tratamento de águas residuárias em pequenas comunidades (5 a 1000 hab.); a maioria com esc. subsuperficial horizontal (reed bed), contendo brita ou solo, cultivada com <i>P. australis</i> .
1984 até a presente data	Fremont, CA, EUA.	Alagado construído para tratamento de água de escoamento de chuva em área urbana - Coyote Hill.
1984 até a presente data	Incline Village, NV, EUA.	Alagado construído para assimilação total de efluente municipal.
1985 até a presente data.	Projeto Kis-Balaton, Hungria.	Alagado construído para tratamento de águas residuárias; maior projeto em operação - 1800 ha.
1991 até a presente data	Columbus, MS, EUA.	Primeiro alagado construído em escala real para trat. avançado de águas residuárias de moenda de polpa e papel.
1993 até a presente data	Everglades, FL, EUA.	Alagado construído para o tratamento de fósforo de água de escoamento de chuva em área agrícola (1380 ha).

Fonte: Adaptado de KADLEC e KNIGHT, (1996); HABERL et al., (1995); MITCHELL et al (1995); HEGEMANN, (1996); COOPER, (1993).

5 - Estágio atual de desenvolvimento dos leitos com escoamento subsuperficial.

No Brasil, o desenvolvimento e a aplicação dos leitos construídos se encontram em estado inicial; todavia, resultados de experimentos realizados na Europa, Austrália e América do Norte entre outros, publicados em revistas científicas, demonstram o grande potencial desta tecnologia.

A Tabela 5 apresenta as características gerais de 2 experimentos realizados no Brasil, relativos ao tratamento de águas residuárias domésticas em sistemas de alagados com fluxo contínuo. Estes experimentos mostraram resultados promissores tanto na redução da matéria orgânica quanto na remoção de nutrientes, apesar de ainda se encontrarem em fase de estabelecimento.

ROSTON (1994) afirmou que, ao contrário das tecnologias tradicionais de tratamento de águas residuárias, os leitos cultivados têm baixas taxas de reação e portanto são adequados para aplicação em pequena escala. Isto foi observado em um experimento realizado no Colorado, EUA, em que se verificou o desempenho de dois leitos com escoamento subsuperficial no tratamento do efluente de um tanque séptico que recebia o esgoto doméstico de uma unidade residencial de área rural.

O parâmetro de projeto usado no dimensionamento dos leitos foi a carga hidráulica, estabelecida como $50 \text{ mm}^3/\text{mm}^2.\text{dia}$, com uma estimativa de tempo máximo de detenção hidráulica de 6 dias. Os leitos foram escavados no solo - com dimensões de 2,5 m x 6,4 m x 0,5 m - e impermeabilizados com manta plástica comum. Brita de 4 a 6 cm de diâmetro foi usada como meio suporte em uma coluna de 40 cm; a coluna de água nos leitos tinha 30 cm.

Um dos leitos foi cultivado com *Typha latifolia*, com uma planta a cada 30 cm, e o outro permaneceu sem cultivo para controle do experimento.

Durante seis meses, mediu-se a redução de DBO e a remoção de NTK e de coliformes fecais nas águas residuárias. O leito cultivado apresentou uma redução média mensal de DBO de até 92%, uma remoção média mensal de NTK de até 75% e uma remoção média mensal de coliformes fecais de até 97%.

Tabela 5 - Características gerais de dois sistemas de alagados desenvolvidos no Brasil.

Características	Local de desenvolvimento/ Autoria do trabalho	
	Brasília, DF SOUZA e BERNARDES (1996)	Botucatu, SP CONTE et al. (1992)
Escala da planta	Estação tratamento servindo 800 pessoas em pequena comunidade	Estação tratamento servindo 120 pessoa no meio rural
Pré-tratamento	Gradeamento e reator anaeróbico de fluxo ascendente	Caixa de decantação
LEITOS		
Nível de tratamento no alagado construído	Secundário avançado ou terciário	Secundário
Tipo de alagado construído	3 leitos escavados no solo, sem revestimento, ligados em série, com escoamento subsuperficial horizontal	3 leitos escavados no solo, revestidos com cimento, ligados em série, com escoamento subsuperficial vert. e horiz.
Dimensões	30 a 45 m de comprimento, 3,40 m de largura e 0,80 m de profundidade cada; área útil total = 391 m ²	6 a 7 m de comprimento, 6,20 m de largura e 0,90 m de profundidade cada; área útil total = 120 m ²
Meio suporte	brita de 10 a 50 mm (diâmetro diminui a cada célula)	areia grossa de alta permeabilidade
Espécie cultivada	Typha latifolia (4 plantas/m ²)	Typha latifolia (leito 1), Juncus sellovianus (leito 2), Hedychium coronarium (leito 3)
Tipo de amostragem; Duração do experim.	simples; set/95 a mar/96	simples - mensal; início mai/91 a jan/92
Vazão média	128 m ³ /dia	variável
Taxa aplicada	Valor médio = 654,7KgDQO/ha.dia	variável
Carga aplicada	Valor médio aprox. = 25,6 KgDQO/dia (DQO média aprox. = 200 mg O ₂ /L)	variável
Variáveis de projeto e operação	Consumo água = 200 L/hab.dia Tempo de detenção total = 58,65 h = 2,4 d	1 m ² /habitante
Remoção média de nutrientes (%)	54,3% de NTK 40,0% de P _T	50% de P _T
Redução média matéria orgânica (%)	62,7% de DQO	89% de DBO
Remoção média de outros poluentes		91% SS proliferação de colif. no 3º leito

ROSTON (1994) concluiu que o sistema de tratamento testado - fossa séptica seguida de leitos contruídos - era adequado e eficiente no tratamento de esgoto doméstico proveniente da zona rural e de pequenas comunidades.

A necessidade de se desenvolver sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas eficientes, porém economicamente viáveis e de fácil operação, levou JUWARKAR et al.(1995) a desenvolver na Índia pesquisas em leitos cultivados com macrófitas emergentes.

Leitos em escala piloto, compostos de tubos de cimento de 400 mm de diâmetro e 800 mm de altura, contendo uma mistura de 30% de argila calcárea e 70% de areia, foram empregados neste estudo. O sistema de escoamento adotado foi o subsuperficial vertical. Comparou-se a eficiência de leitos cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca* com leitos sem cultivo, na remoção de nitrogênio total, fósforo total e na redução de DBO. Quatro semanas após o plantio das macrófitas nos leitos, águas residuárias provenientes de tratamento primário foram introduzidas nos leitos, a uma carga hidráulica de 50 mm/d.

Os leitos com vegetação apresentaram uma remoção de nitrogênio total no intervalo de 65 a 73% (valor final de N_T entre 8,2 e 9,8 mgN/L), uma remoção de fósforo total no intervalo de 28 a 41% e uma redução de DBO no intervalo de 78 a 91% (valor inicial entre 165 e 237 mgO₂/L e valor final de DBO entre 10,2 e 46 mgO₂/L). De acordo com JUWARKAR et al.(1995), estes resultados são suportados por outros anteriormente divulgados por BRIX (1987), o qual testou um sistema de alagados construídos e observou uma remoção de 25 a 88% de nitrogênio total, uma remoção de 11 a 83% de fósforo e uma redução de 51 a 95% de DBO.

O leito de controle apresentou uma remoção de nitrogênio total no intervalo de 20 a 27%, uma remoção de fósforo total no intervalo de 12 a 17 % e uma redução de DBO no intervalo de 58 a 68%. Observou-se que o leito cultivado com *Phragmites carca* foi mais eficiente na remoção de nitrogênio, quando comparado com o leito cultivado com *Typha latifolia*, fato explicado pela sua mais rápida adaptação e seu mais profuso crescimento.

Os leitos cultivados com macrófitas emergentes foram avaliados por JUWARKAR et al. (1995) como alternativa efetiva em termos de eficiência na remoção/redução de poluentes, e em termos de custo e requerimento energético, quando comparados aos

processos convencionais de tratamento de efluentes. Por ser de fácil instalação e operação, e não requerer localização específica, estes sistemas foram aconselhados para instalação em pequenas vilas e comunidades, próximos aos pontos de origem das águas residuárias.

TROTTER et al. (1994) avaliou o desempenho de três células cultivadas com plantas aquáticas emergentes, operadas em sistema de escoamento subsuperficial, no tratamento de águas residuárias domésticas. As células foram testadas no tratamento de parte do efluente de dois tanques sépticos que recebiam o resíduo líquido de uma estação de campo de pesquisas ecológicas, em New Mexico, EUA. O fluxo de alimentação das células variou sazonalmente durante os dois anos de experimento (set/91 a set/93), de acordo com as atividades de pesquisa e a estação do ano.

O projeto das células foi baseado na carga hidráulica; a carga hidráulica total aplicada por superfície em cada célula foi de $51,4 \text{ mm}^3/\text{mm}^2.\text{d}$. O tempo de residência nas células foi estimado em 4,5 dias, sob volume máximo de fluxo. As três células paralelas foram escavadas no solo, com dimensões de $15,24 \times 3,35 \text{ m}$ (razão comprimento e largura aproximadamente 5:1). A profundidade de cada célula variou entre 0,65 na entrada e 0,71 m na saída (declividade igual a 1%). As células foram impermeabilizadas com manta de PVC, e o meio suporte usado foi brita de diâmetro médio entre 1,9 e 7,62 cm (intervalo total entre 1,27 e 20,32 cm). A porosidade dos leitos foi estimada em 33%. A célula 1 foi cultivada com várias espécies, sendo as quatro dominantes: *Typha latifolia*, *Phragmites communis*, *Scirpus acutus* e *Scirpus olney*. *Anemopsis californicus* e outras plantas de alagados também foram cultivadas na célula 1, representando menos de 5% da área plantada. A célula 2 foi cultivada com *Phragmites communis* e a célula 3 com *Scirpus acutus*. As plantas foram cultivadas a cada 30, 5 - 45,7 cm nas células. O resíduo líquido foi conduzido às células imediatamente após o plantio, e o nível do líquido foi mantido igual ao nível da brita por quatro semanas, sendo então baixado em aproximadamente 5 cm, e fixado na altura de operação. O sucesso do transplante de mudas foi de 95%. A Tabela 6 apresenta os resultados obtidos nas análises químicas.

Tabela 6 - Média dos resultados obtidos por TROTTER et al (1994).

ponto de amostragem	DBO (mg/L)	DBO % redução	NH ₃ (mg/L)	NH ₃ % redução	NTK (mg/L)	NTK % redução
saída tq.séptico	82,3	—	47,1	—	62,1	—
saída célula 1	11,0	86,6	15,6	66,9	17,1	72,5
saída célula 2	11,8	85,7	22,6	52,0	29,1	53,2
saída célula 3	26,3	68,0	29,7	37,0	33,7	45,8

O melhor desempenho foi obtido pela célula cultivada com várias espécies, seguida pela célula cultivada com *Phragmites*, e por fim a célula cultivada com *Scirpus*. Uma das razões para isto é que o desenvolvimento das espécies cultivadas ocorre em ciclos não sincronizados, isto é, as espécies se comportam diferentemente em relação às condições climáticas e às estações do ano, e portanto fixam nutrientes nas raízes e tubérculos em épocas variadas. Além disso, as espécies apresentam diferentes níveis de tolerância quando expostas a altas cargas de matéria orgânica ou de outros poluentes. TROTTER (1994) conclui que as células de multicultura são apropriadas particularmente a sistemas de tratamento expostos a variadas condições climáticas e cargas de poluentes. O aumento de diversidade de espécies nas células implica em um aumento da comunidade microbiana, e portanto a célula de multicultura retém e processa mais nutrientes de maneira mais eficiente que a célula de monocultura. Além disto, as profundidades de enraizamento distintas entre as espécies cultivadas proporcionou um maior aproveitamento da área disponível para raízes nas células, o que significa que um maior volume de leito estava disponível para remoção de nutrientes que aquele das células de monocultura. Os resultados obtidos confirmaram ainda a habilidade dos alagados construídos em promover um alto grau de remoção de coliformes fecais e totais. Porém neste caso os resultados continham muita variabilidade, impossibilitando a detecção de diferenças estatísticas de desempenho entre as três células.

STENGEL (1993) sugeriu que, uma vez que as profundidades de enraizamento das plantas mais comumente usadas em leitos de escoamento subsuperficial são distintas (30,5 cm para *Typha*, 45,7 cm para *reed* e 61 cm para *Eleocharis*), o seu cultivo combinado pode

resultar em uma maior conversão de poluentes a nutrientes para as plantas e para a comunidade microbiana, se as raízes estiverem ocupando níveis distintos no leito.

De acordo com HABERL et al. (1995) e COOPER (1993), parte da última geração de alagados contruídos proveniente da Europa são os sistemas com escoamento subsuperficial vertical - originalmente desenvolvidos por Seidel - alimentados de modo intermitente. Como exemplo disto, HABERL et al. (1995) apresenta os resultados do tratamento das águas residuárias provenientes de uma residência por um sistema consistindo de poço de decantação, tanque de tamponamento e leito de escoamento subsuperficial vertical. O leito, construído considerando uma taxa específica de aplicação de 0,008 ha.dia/KgDBO (120 KgDBO/ha.dia), com dimensões 6,5x6,5x1 m, é cultivado com uma espécie herbácea emergente. A alimentação do leito é intermitente, controlada por um timer, ocorrendo a intervalos de normalmente 6 horas; a carga hidráulica aplicada é de cerca de 30-40 mm.d⁻¹. O meio suporte do leito consiste de brita de diversos tamanhos (4 a 32 mm), distribuídas em camadas; uma tubulação de drenagem espalhada pelo fundo do leito coleta o efluente tratado.

A Tabela 7 apresenta resultados experimentais médios do tratamento das águas residuárias, no período de abril de 1993 a junho de 1994. Estes resultados foram divulgados após 1,5 anos de funcionamento estável do sistema, durante os quais uma alta estabilidade na eficiência do tratamento foi constatada - desconsiderou-se a fase inicial de aclimação e os testes operacionais.

A remoção de amônia foi excelente, pois este sistema favorece a nitrificação. A remoção de N_{TOT}, por outro lado, foi relativamente baixa, por não haver zona de desnitrificação no sistema. Testes de operação do leito em diversos níveis de coluna d'água - a fim de favorecer nitrificação e desnitrificação - não foram bem sucedidos. O autor propõe um segundo estágio no sistema - leito de esc. subsuperficial horizontal ou vertical operando com uma maior coluna d'água - para se obter uma melhor eficiência na desnitrificação, e uma alta remoção de nitrogênio total (70-90%), de acordo com outros experimentos desenvolvidos na Europa.

No caso dos resultados de fósforo, a porcentagem de remoção corresponde diretamente à consistência do meio suporte. Dados obtidos no alagado construído de See,

Alemanha, apresentam redução extremamente alta de P_{TOT} , na faixa de 98-99%, causada pela grande quantia de areia rica em ferro presente no meio suporte (HABERL et al., 1995). No caso deste exemplo, a eliminação do fósforo pode ser melhorada pela escolha de um meio suporte diferente.

Tabela 7 - Resultados experimentais médios (HABERL et al., 1995).

Parâmetro	Influente (mg/L)		Efluente (mg/L)		Redução/ Remoção (%)
	média	mínimo	máximo	média	
DQO	325	140	702	33	90
DBO ₅	117	19	265	5	96
COT	92	42	212	13	86
NH ₄ -N	72	48	87	4,5	94
N _{TOT}	86	67	118	55	36
P _{TOT}	11	9	14	4	63

Se o meio suporte dos leitos é exposto a oxigênio, através de drenagem periódica, a amônia aí adsorvida pode ser oxidada a nitrato; este conceito forma uma das bases para a alimentação e a drenagem intermitente dos leitos com escoamento vertical (KADLEC e KNIGHT, 1996).

WOOD (1995) desenvolveu um experimento na África do Sul, a fim de otimizar a remoção de nutrientes e ao mesmo tempo manter uma alta redução de DBO. Para isto, ele utilizou um leito de escoamento subsuperficial primário seguido de filtro biológico para nitrificação e por fim um leito com escoamento superficial para remoção de nitrato. Foi feita a recirculação de efluentes nas unidades de tratamento, a fim de ajudar na desnitrificação e no controle de alcalinidade da nitrificação. A combinação entre as três unidades de tratamento levou à redução de 400 para menos de 40 mgDQO/L no efluente e a remoção de amônia de aproximadamente 32 mg/L para menos de 2 mg/L, com nitrato residual menor que 5 mg/L. A carga hidráulica aplicada foi de mais de 350 mm/d no leito primário e 125 mm/d no leito de esc. superficial. O autor reconheceu que este desempenho foi atingido sobre condições relativamente bem controladas na planta piloto e o aumento da escala de projeto pode requerer um regime mais conservativo.

MITCHELL et al. (1995), enfocando a perspectiva ecológica das pesquisas no uso de sistemas de alagados para tratamento de resíduo líquido, afirmaram que não há conclusões a respeito da quantia de fósforo que pode ser retida nos alagados em uma base sustentável. Como resultado de experimentos feitos na Austrália, MANN (1990) divulgou a ausência de tendências na concentração de fósforo reativo em relação à distância nos leitos de esc. subsuperficial, em sistemas com período de adaptação de dois anos, cultivados ou não; porém, isto pode não se aplicar à concentração de fósforo total, uma vez que o fósforo sofre interconversões dentro dos leitos.

De acordo com MITCHELL et al. (1995), as primeiras investigações sobre o uso de alagados para o tratamento de águas residuárias focalizavam o seu potencial em remover nutrientes de efluentes cuja matéria orgânica tinha sido previamente removida, porém, o desempenho do sistema neste caso era comprometido pela falta de carbono. Esta idéia ainda condiciona a localização do sistema de alagados em um processo de tratamento de águas residuárias. Alguns projetos consideram o sistema de alagados como processo terciário, seguindo sedimentação primária e remoção de DQO secundária. De acordo com MITCHELL et al. (1995), do ponto de vista ecológico, os sistemas de alagados são mais apropriados como estágio secundário, com outros métodos sendo empregados para o tratamento terciário, de acordo com as opções disponíveis para disposição do efluente tratado. Neste caso a possibilidade de reciclagem de efluente secundário rico em nutrientes ganha importância, e o principal problema seria atender os padrões microbiológicos requeridos (MITCHELL et al., 1995).

Grande parte do conhecimento e experiência relativa a alagados construídos, obtidos durante a última década, estão publicados em manuais na Europa, Alemanha, Áustria, EUA (HABERL et al., 1995).

IV - MATERIAIS E MÉTODOS

1 - Local do experimento.

O Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas (CPQBA) da Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, está situado a 8 Km do campus, ocupando uma área de 48 ha. Dispõe de laboratórios de química (fitoquímica e analítica) e de biologia (produtos microbianos e cultura de tecidos vegetais), além de uma planta piloto de formulação, casas de vegetação, câmaras refrigeradas, oficinas de manutenção e apoio e galpões de máquinas. Estas instalações e o prédio administrativo ocupam 2 ha da área total do CPQBA; os 46 ha restantes são usados como campo experimental.

2 - Uso de água no CPQBA.

O CPQBA capta água de dois poços artesianos, localizados dentro de sua propriedade, para abastecimento dos laboratórios, refeitório e área administrativa. A água utilizada para irrigação das culturas no campo experimental provém atualmente de reservatório superficial localizado em propriedade adjacente, a Fazenda Rio das Pedras. Um reservatório próprio foi escavado nos limites do centro de pesquisas durante o período de desenvolvimento deste experimento com o objetivo de suprir toda a água necessária para irrigação.

O CPQBA possui instalações para o tratamento dos resíduos líquidos provenientes de despejos domésticos da área administrativa e do refeitório dos funcionários, dos laboratórios de síntese e de produtos naturais (água proveniente de enxágue de vidrarias lavadas normalmente com detergente à base de sulfocrômica) e da oficina mecânica (água usada na lavagem de máquinas e tratores, manutenção e usinagem de peças).

O resíduo líquido tem características de esgoto doméstico, e seu tratamento é feito em gradeamento seguido por sistema de lagoas. A composição e a vazão deste resíduo líquido é variável, correspondendo à diversidade e sazonalidade das atividades de pesquisa, sendo que a vazão máxima ocorre em horário administrativo, nos dias úteis.

A planta piloto construída para o desenvolvimento deste experimento foi alimentada por parte do resíduo líquido produzido pelo CPQBA, captado na saída da lagoa primária, que opera na remoção de sólidos sedimentáveis e início da degradação de matéria orgânica.

3 - Descrição do experimento.

3.1 - Esquema geral da planta piloto.

A Figura 2 mostra um esquema geral, sem escala, da planta piloto de leitos de macrófitas com sistema de escoamento subsuperficial.

A planta piloto foi construída adjacente à lagoa primária, sendo constituída de uma bomba submersa, (a) na Figura 2, uma caixa de armazenamento de resíduo líquido, (b) na Figura 2, uma caixa de distribuição de resíduo líquido, (c) na Figura 2, quatro leitos com dimensões idênticas, usados no tratamento secundário das águas residuárias, 1 a 4 na Figura 2, e uma rede de tubulação, disposta de modo a alimentar os leitos em paralelo.

3.2 - Projeto e montagem dos leitos.

O projeto dos leitos foi baseado nos critérios recomendados por WOOD (1995) para sistemas de escoamento subsuperficial, conforme mostrado na Tabela 2, considerando o espaço disponível para instalação do experimento no CPQBA. A Tabela 8 apresenta as dimensões dos leitos construídos em escala piloto e o volume útil de operação.

Os quatro leitos foram construídos acima da superfície do solo, em blocos de concreto vazado de dimensões 40x20 cm, sendo revestidos internamente com massa impermeabilizante (Figura 3, foto nº 1). Optou-se por este tipo de construção, ao invés de escavação de canais no solo, por diversos fatores, a saber:

- facilitar o controle do experimento, especialmente no que se refere a perdas de líquido por infiltrações no solo;
- possibilitar futuros estudos de evolução do tratamento em cada unidade, através da instalação de amostradores laterais nos leitos 2 e 3 (Figura 3, foto nº 3);

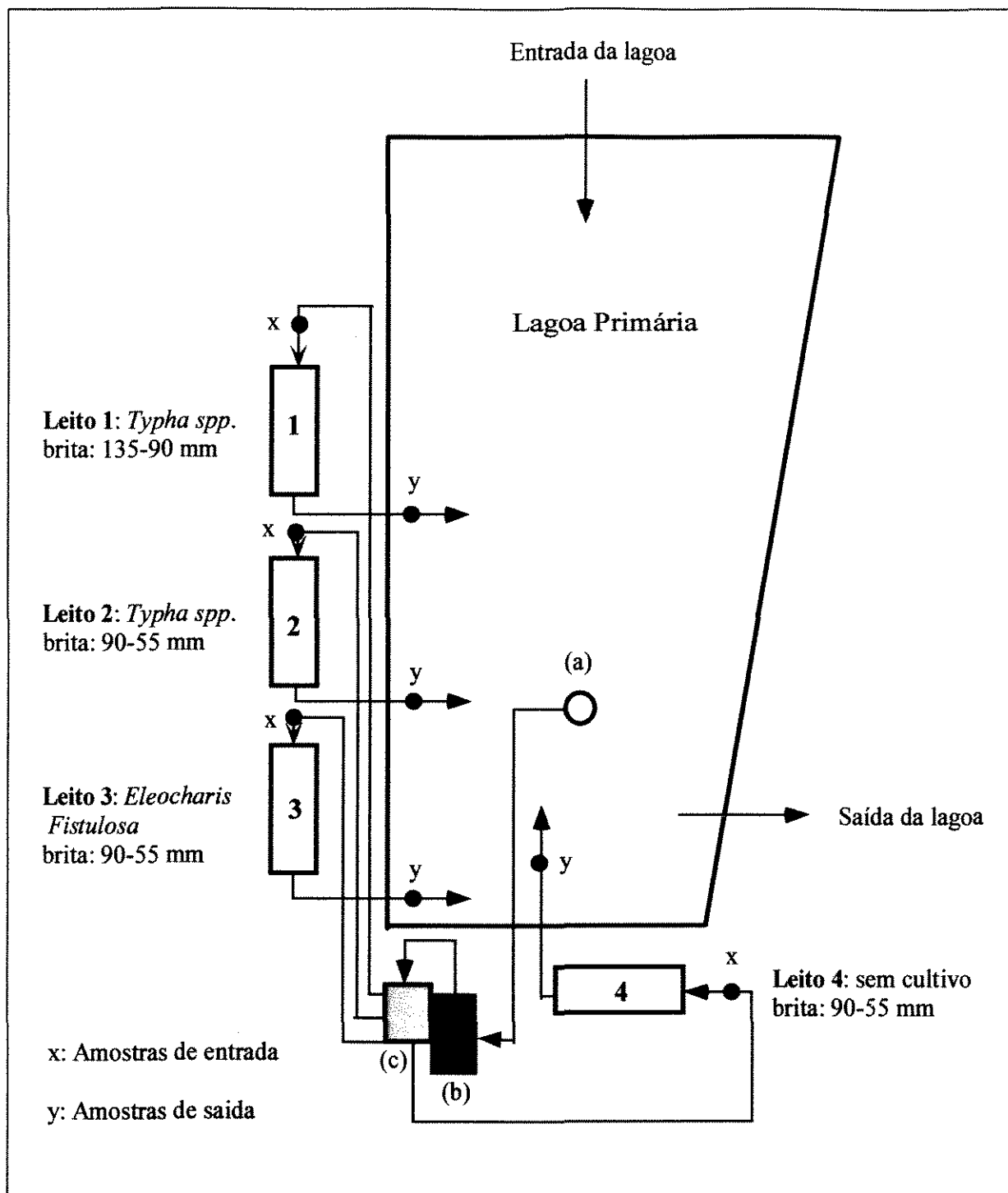


Figura 2 - Esquema geral da planta piloto.

- adaptar-se às condições físicas do local disponível para instalação do experimento (proximidade da cerca da lagoa primária e de estrada de serviço do CPQBA);
- possibilitar operação dos leitos em série, com escoamento do resíduo líquido por gravidade através de todo o sistema.

Tabela 8 - Especificações de projeto e operação dos leitos.

Dimensões de construção e parâmetros de operação dos leitos	Valor
comprimento _{int} médio dos leitos (m)	3,96
largura _{int} média dos leitos(m)	1,07
área _{int} média disponível nos leitos (m ²)*	4,24
altura _{int} mínima dos leitos – entrada (m)	0,62
altura _{int} máxima dos leitos – saída (m)	0,66
altura de operação da coluna de meio suporte – brita (m)	0,40
altura de operação da lâmina da d'água (m)	0,35
volume de líquido nos leitos (L)**	727,2
volume útil _{h=0,35} de operação (L)	1.483
volume útil _{h=0,40} de operação (L)	1.695
volume de brita _{h=0,35} no leito (L)	755,8
porosidade = vol. líq. _{h=0,35} /vol. do leito _{h=0,35} (%)	49

* Os leitos foram construídos com declividade 1% no fundo.

* * Valor obtido experimentalmente no leito 4.

Uma estimativa inicial da vazão de entrada e do tempo de residência do resíduo líquido nos leitos foi feita a partir do resultado preliminar de demanda química de oxigênio (DQO) do efluente da lagoa primária, obtido em setembro de 1996. Para efetuar este

cálculo, estipulou-se a taxa de aplicação de resíduo no intervalo de 1,5 a 3 vezes o valor de 75 KgDBO/ha.dia recomendado por WOOD (1995). A Tabela 9 apresenta os valores iniciais estimados.

Tabela 9 – Estimativa inicial de vazão de entrada e do tempo de residência do resíduo líquido nos leitos; DQO igual a 178 mgO₂/L.

Taxa aplicação do resíduo (KgDQO/ha.d)	Vazão de entrada nos leito (L/h)	Tempo de residência (horas)
112,5	11,2	64,9
150	14,9	48,8
187,5	18,6	39,1
225	22,3	32,6

A memória de cálculo dos valores apresentados na Tabela 9 encontra-se no Apêndice.

As estimativas iniciais de vazão de entrada e tempo de residência do resíduo líquido nos leitos foram corrigidas usando-se nos cálculos o valor médio de demanda química de oxigênio (DQO) do efluente da lagoa primária obtido durante o mês de setembro/97, primeiro mês de coleta de amostras. Estipulou-se a taxa de aplicação de resíduo no leito no intervalo de 1,5 a 3 vezes o valor de 75 KgDBO/ha.dia recomendado por WOOD (1995). A Tabela 10 apresenta os valores de vazão de entrada e tempo de residência do resíduo líquido nos leitos usados na operação da planta piloto.

A memória de cálculo dos valores apresentados na Tabela 10 encontra-se no Apêndice.

A montagem dos leitos foi feita considerando a espécie cultivada em monocultura, e o tamanho de brita usada como material de suporte. A Tabela 11 mostra a classificação dos leitos no experimento, conforme esquematizado na Figura 2. A composição da brita usada encontra-se nos documentos Anexos a este trabalho.

Tabela 10 - Vazão de entrada e o tempo de residência do resíduo líquido nos leitos; DQO média igual a 273,25 mgO₂/L.

Taxa aplicação de resíduos (KgDQO/ha.d)	Vazão de entrada nos leitos (mL/min)	Vazão de entrada nos leitos (L/h)	Tempo de residência (horas)	Tempo de residência (dias)
112,5	122	7,3	99,6	4,2
150	162	9,7	75,0	3,1
187,5	202	12,1	60,1	2,5
225	242	14,5	50,2	2,1

Tabela 11 - Classificação dos leitos no experimento.

Classificação	Espécie cultivada	Meio suporte	Observações
LEITO 1	Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.	Brita nº 4	lado maior da brita nº 4: 90 – 135 mm; média=101 mm
LEITO 2	Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.	Brita nº 3	lado maior da brita nº 3: 55 – 90 mm; média = 75 mm
LEITO 3	Eleocharis fistulosa	Brita nº 3	lado maior da brita nº 3: 55 – 90 mm; média = 75 mm
LEITO 4	_____	Brita nº 3; 10 cm sup. nº 4	mantido sem cultivo para controle do exp.

3.3 - Operação da planta piloto.

A planta piloto foi operada em fluxo contínuo, a partir do bombeamento de efluente da lagoa primária para a caixa de armazenamento, e do escoamento gravitacional deste efluente para a caixa de distribuição e daí para os leitos. Cada leito foi alimentado a uma vazão média de 200 mL/min, regulada semanalmente durante o experimento. O descarte da planta piloto foi feito na própria lagoa primária (Figura 3, foto nº 4), pois o volume total de

saída dos quatro leitos - 48 L/h em média - foi considerado infinitamente menor que o volume de operação da lagoa - aproximadamente 250 m³.

A bomba submersa - Anauger 500, potência 200 W, 220V/60 Hz, 50 metros - foi instalada em ponto próximo à saída da lagoa primária, suspensa por cabo de aço, o que possibilitou realizar testes preliminares para definir a melhor profundidade de captação, além de facilitar os trabalhos de manutenção. A lagoa primária está eutrofizada e por isso a captação de efluente foi feita a 0,4 m de profundidade, evitando o entupimento dos leitos devido ao alto teor de material em suspensão (algas).

O funcionamento da bomba submersa foi controlado por um sensor automático de nível - Lens, 20 amp., mercúrio, nível superior de caixa d'água - instalado na caixa de armazenamento. Esta caixa, com capacidade de 500 L, foi posicionada a 2,5 m do nível do solo e ligada por tubulação rígida de diâmetro 3/4" à caixa de distribuição, com capacidade de 250 L, posicionada a 1,8 m do nível do solo (Figura 3 , foto nº 2).

O volume médio diário de resíduo líquido que percorria a planta piloto foi calculado como igual a 1.152 L (48L/h x 24h), o que significa que 2,3 vezes o volume da caixa de armazenamento eram requeridos diariamente para alimentação dos leitos no experimento.

As caixas utilizadas para armazenamento e distribuição da água residuária eram de cimento amianto, tampadas a fim de bloquear a luz solar (prevenindo eutrofização), evitar entupimento da tubulação por insetos, folhas, etc...trazidos pelo vento, deposição de partículas sólidas e transbordamento em caso de precipitação.



Foto 1 - Vista geral da planta piloto



Foto 2 - Caixa de armazen. e distribuição



Foto 3 - Amostradores laterais do leito 2



Foto 4 - Saída do leito 1 na lagoa

Figura 3 - Documentação fotográfica da planta piloto; 02/out/97 (fotos nº1, 2, 3 e 4).



Foto 5 - Descarte dos leitos 1,2 e 3

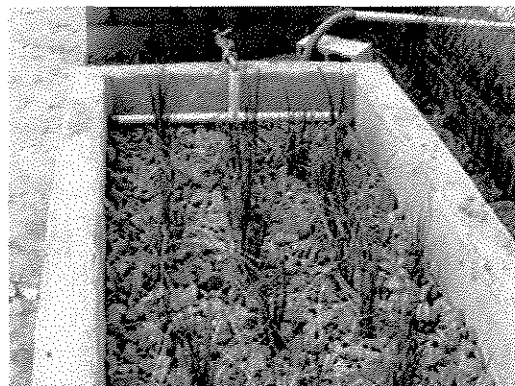


Foto 6 - Distr. alimentação do leito 3

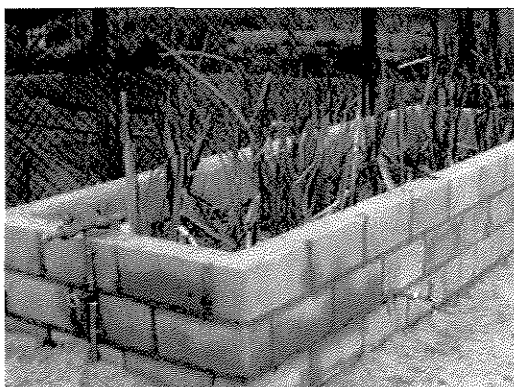


Foto 7- Válvulas na tub. entrada do leito 2

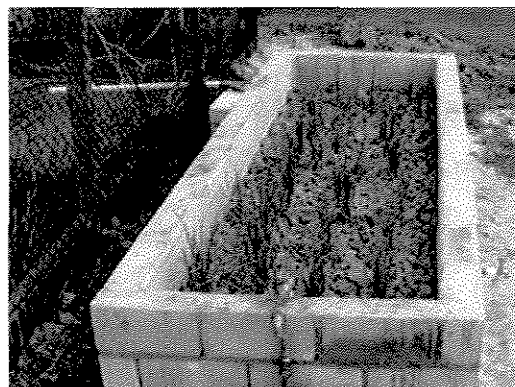


Foto 8 - *Eleocharis fistulosa* no leito 3

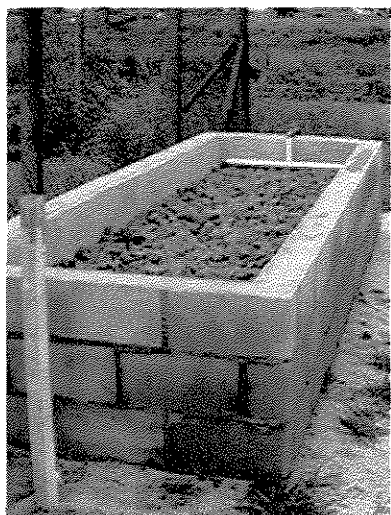


Foto 9 - Leito 4 (sem cultivo)



Foto 10 - *Typha* spp. no leito 1

Figura 4 - Documentação fotográfica da planta piloto; 02/out/97 (fotos nº 5, 6, 7, 8, 9 e 10).

A tubulação de entrada da caixa de distribuição foi equipada com uma válvula controlada por bóia, a fim de manter a carga hidráulica constante. Esta caixa tinha como função a distribuição equalitária de resíduo líquido pelos quatro leitos, possuindo quatro saídas independentes na parte inferior, cada qual uma tubulação rígida de diâmetro 3/4", que se estendia até o nível do solo. Tubulações flexíveis de mesmo diâmetro, conectadas por curva de 90° às tubulações rígidas, seguiam pelo subsolo até a entrada de cada leito. Ao sair do subsolo, em curva de 90°, as tubulações foram substituídas por tubulações rígidas e expandidas para diâmetro 1", sendo fixadas à parede externa de cada leito, e estendidas até a sua borda superior (Figura 4, fotos nº 7 e 8). Válvulas gaveta foram instaladas nas tubulações de diâmetro 1", verticalmente ao solo, e por elas procedeu-se o controle da vazão de entrada em cada leito. Conexões em T, com válvulas globo instaladas nas duas extremidades, foram usadas para direcionar o fluxo às entradas dos leitos ou aos amostradores. A alimentação de cada leito foi distribuída por tubulação rígida de diâmetro 1", perfurada, disposta transversalmente ao leito, tendo extensão equivalente à sua largura, sendo assentada na superfície do meio suporte, a 40 cm do fundo do leito (Figura 4, fotos nº 6 e 9).

O efluente de cada leito foi coletado por tubulação rígida de diâmetro 2", perfurada, posicionada na transversal de modo equivalente à tub. de distribuição da alimentação, porém situada no extremo oposto de cada leito, assentada abaixo do meio suporte. Uma tubulação de mesmo diâmetro, ligada em T à tub. perfurada, conduzia o efluente coletado até a parte externa de cada leito (Figura 4, foto nº 10), a fim de possibilitar seu descarte. Uma mangueira de mesmo diâmetro e comprimento 1,5 m foi conectada à extremidade desta tubulação de saída, permitindo o controle do nível interno de líquido nos leitos (Figura 4, foto nº 5). Na extremidade livre da mangueira uma tubulação rígida de mesmo diâmetro foi conectada, sendo fixada na horizontal em altura correspondente àquela do nível de líquido determinado para operação dos leitos, 35 cm de coluna d'água. A tubulação de saída conduzia o resíduo líquido tratado à lagoa primária.

A Figura 1 do Apêndice apresenta a documentação fotográfica da planta piloto no final do experimento - fotos tiradas em 08/maio/1998.

3.4 - Período de experimento.

A construção da planta piloto e a montagem dos leitos foram feitas durante o mês de julho de 1997. O período de experimentação foi de 207 dias, contados a partir de 29 de julho, quando o primeiro plantio de mudas de macrófitas foi finalizado e os leitos foram inundados com água de poço artesiano.

O nível de líquido nos leitos foi inicialmente mantido em 0,55 m, para favorecer o brotamento e fixação das mudas na brita. Por problemas de proliferação de mosquitos nos leitos, após 15 dias o nível de líquido foi baixado para 0,35 m – nível definido para operação - sendo mantido nesta altura até o final do experimento.

A alimentação dos leitos em fluxo contínuo, com o efluente da lagoa primária, foi iniciada dia 29 de agosto, 32º dia do experimento. Neste intervalo de um mês a partir do plantio, a água dos leitos foi renovada em regime de batelada, com frequência semanal.

A primeiras amostras foram coletadas em 3 e 4 de setembro de 1997, 37º e 38º dias do experimento, e as últimas em 19 e 20 de fevereiro de 1998, 206º e 207º dias do experimento.

No total foram executados 13 conjuntos de análises, cada qual sendo composto por amostras coletadas em dois dias consecutivos - optou-se por realizar cada análise imediatamente após a coleta, a fim de evitar procedimentos de estocagem e conservação, e erros inerentes a isto. O intervalo entre as coletas foi de 15 dias em média.

4 - Procedimentos.

4.1 - Coleta e plantio das macrófitas.

As macrófitas da espécie *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. foram coletadas no alagado do Instituto de Biologia da UNICAMP, sendo identificadas por especialista como uma espécie híbrida. As coletas foram feitas com auxílio de pá reta, que permitiu a remoção do sistema radicular do solo saturado, e facão, usado no corte das folhas e flor.

As macrófitas da espécie *Eleocharis fistulosa* foram coletadas no lago do Jardim Botânico da UNICAMP, sendo identificadas quanto ao gênero e espécie por especialista. As coletas foram feitas manualmente, sem o auxílio de ferramentas, e não foi feito corte nas folhas ou flor.

Todas as coletas foram feitas mediante licença concedida por autoridade responsável da UNICAMP.

As mudas foram transportadas até o CPQBA em sacos plásticos, e mantidas em água proveniente de poço artesiano até o plantio. Nenhum tipo de fertilizante ou nutriente foi usado entre o período de coleta e plantio.

O intervalo entre coleta e plantio foi, em todos os casos, menor ou igual a 10 dias. O plantio de mudas foi repetido de acordo a adaptação da espécie em cada leito, conforme mostrado nas Tabelas 12, 13 e 14.

Tabela 12 - Cultivo de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. no leito 1.

<i>Typha</i>	29/jul	01/ago	27/ago	28/ago	30/set
Plantio	24 mudas c/ 20 a 30 cm de caule	13 mudas c/ 40 a 50 cm de caule	_____	15 mudas c/ 40 a 50 cm de caule	_____
Perdas*	_____	_____	14 mudas	_____	8 mudas
Observação	_____	prolif. de mosquitos no leito	23 mudas no leito	38 mudas no leito	30 mudas no leito; 7,1 mudas/m ² ; 58% mudas adaptadas.

* perdeu-se mais mudas de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. no leito 1 porque elas estavam mais enterradas no meio suporte neste leito, o que dificultou a saída dos brotos.

Tabela 13 - Cultivo de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. no leito 2.

<i>Typha</i>	28/jul	01/ago	27/ago	28/ago	30/set*
Plantio	24 mudas c/ 20 a 30 cm de caule	14 mudas c/ 40 a 50 cm de caule	_____	13 mudas c/ 40 a 50 cm de caule	_____
Perdas	_____	_____	14 mudas	_____	3 mudas
Observação	_____	prolif. de mosquitos no leito	24 mudas no leito	37 mudas no leito	34 mudas no leito; 8 mudas/m ² ; 67% mudas adaptadas.

* após esta data não houve mais perdas de mudas nos leitos 1 e 2.

Tabela 14 - Cultivo de *Eleocharis fistulosa* no leito 3.

<i>Eleocharis fistulosa</i>	24/jul	30/ago
Plantio	46 touceiras	_____
Perdas	0	_____
Observações	cultivo da planta inteira em touceiras	1ª floração; prolif. de mosquitos no leito (< quant); 11 touceiras/m ² ; 100% mudas adaptadas.

4.2 - Determinação do Comprimento de Raízes de *Typha* transplantadas nos leitos.

Três exemplares de *Typha domingensis* Pers. x *Typha latifolia* L. foram coletados no alagado do Instituto de Biologia da UNICAMP a fim de possibilitar o desenvolvimento do estudo do comprimento de raízes das plantas transplantadas nos leitos. Os exemplares foram escolhidos no campo de acordo com o porte, sendo classificados como de porte maior (aprox. 3 m altura), médio (aprox. 2 m altura) e menor (aprox. 1 m altura). A coleta foi feita no dia 01/ago, com o auxílio de pá reta para remoção do sistema radicular das plantas juntamente com o solo saturado que as suportava. Para cada planta, coletou-se um volume de solo e rizosfera similar àquele coletado com as plantas que foram transplantadas nos leitos; o volume exato coletado não foi determinado. As raízes de cada planta foram lavadas, cortadas e armazenadas em bandejas distintas contendo água limpa.

Com o auxílio de uma pinça, as raízes de cada bandeja foram dispostas longitudinalmente em transparências, que serviram de suporte para obtenção das imagens digitais em scanner de mesa. Três conjuntos de imagens, cada qual representando o sistema radicular de uma planta, foram obtidos e armazenados em arquivo - a Figura 5 mostra uma das imagens digitais obtidas neste processo.

O processamento e a análise das imagens digitalizadas foram feitos através do software “Sistema Integrado para Análise de Raízes e Cobertura do Solo” (SIARCS), versão 3.0, desenvolvido e concedido pela EMBRAPA/CNPDIA, São Carlos - SP.

As imagens foram digitalizadas em 256 tons de cinza, a fim de facilitar o processo de segmentação, ou eliminação das sombras provenientes da aquisição. A segmentação foi feita seguindo-se os passos:

- (a) filtro “threshold” (seleção em linhas);
- (b) retoques manuais na imagem;
- (c) binarização.

Para a avaliação do comprimento total das raízes lavadas, após a binarização foi feito o afinamento ou esqueletonização da imagem - a imagem afinada é resultado da aplicação de um algoritmo de esqueletonização, que remove recursivamente os pixels das bordas das

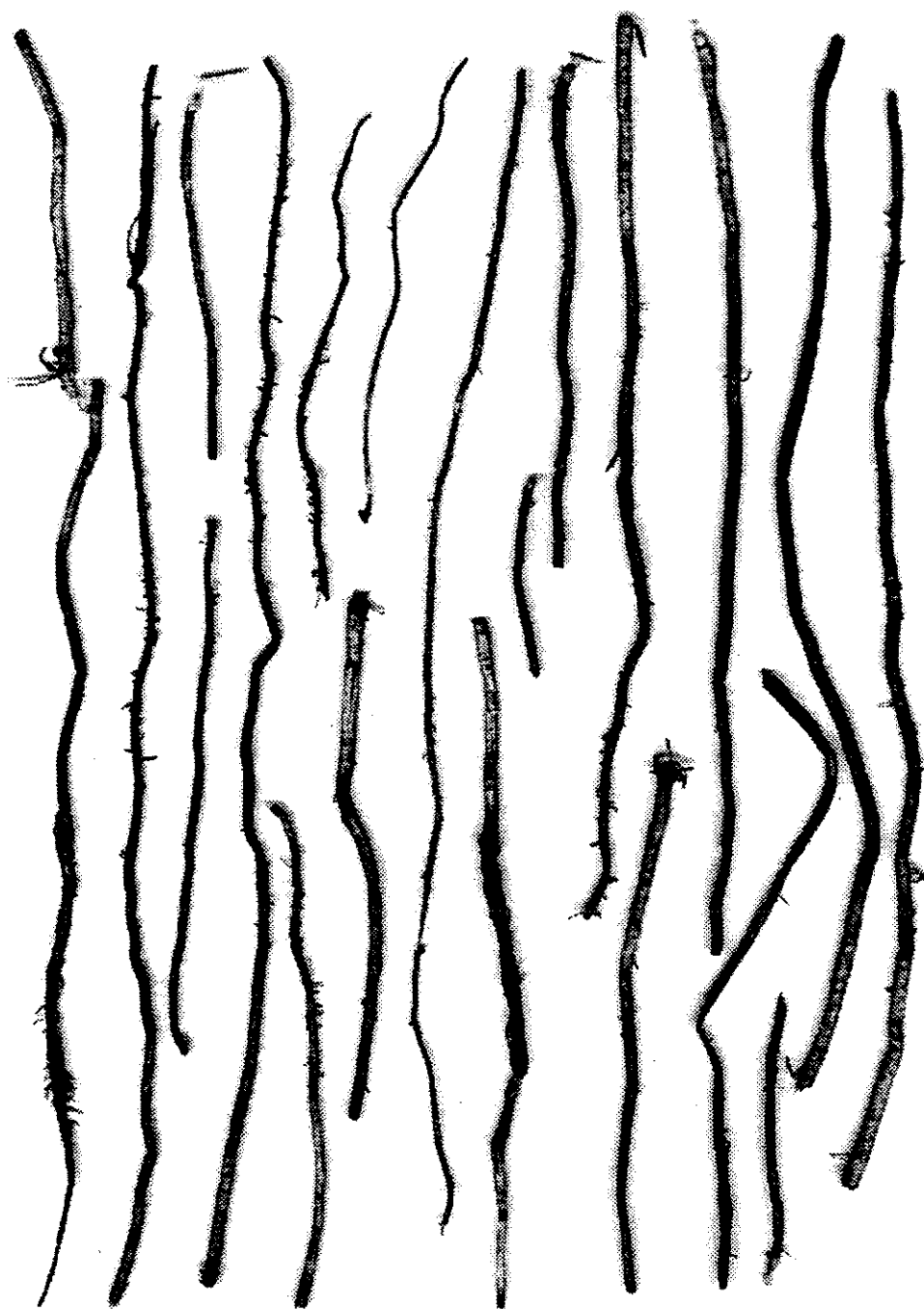


Figura 5 - Imagem digital de raízes de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L..

raízes na imagem binária, até que resulte o eixo médio de pontos que representam as raízes. Este eixo médio tem duas importantes características:

- (a) possui apenas um pixel de largura;
- (b) é aproximadamente do mesmo comprimento e forma das raízes.

Após a esqueletonização da imagem, o software SIARCS foi usado no cálculo do comprimento total de raiz de cada planta. A partir deste valor, determinou-se a área superficial média das raízes de cada planta.

4.3 - Coleta de amostras e manutenção da planta piloto.

O bombeamento de efluente da lagoa primária para a caixa de armazenamento foi controlado de modo contínuo por automático de nível superior instalado nesta caixa. O volume diário de resíduo líquido percorrendo a planta piloto era equivalente a 2,3 vezes o volume da caixa de armazenamento, o que resultou no funcionamento da bomba submersa em horários variados a cada dia durante o período de experimentação.

Diante do exposto acima, e do fato das caixas de armazenamento e distribuição da planta piloto terem sido operadas com tampa, considerou-se o resíduo líquido que alimentava os leitos como de composição diária constante, e definiu-se a coleta de amostras simples como representativa neste experimento. A afirmação de que não há evidências de flutuações diurnas de pH em áreas de alagados contendo vegetação emergente densa, apresentada anteriormente, serve como um suporte a esta decisão. Todos os resultados das análises realizadas foram interpretados a partir da evolução temporal do tratamento do resíduo líquido nos leitos.

As coletas foram feitas sempre no período da manhã, em cinco pontos da planta piloto - entrada dos leitos, saída do leito 1, 2, 3 e 4. A amostra da entrada era coletada na tubulação de alimentação (Figura 4, foto nº 7) de dois leitos, alternados a cada coleta, e misturada antes da análise. As amostras da saída dos leitos eram coletadas na extremidade da tubulação que conduzia o resíduo tratado à lagoa primária (Figura 3, foto nº 2 e 4). Todas as amostras foram tomadas em garrafa de vidro transparente com tampa de vidro esmerilhado, com volume igual a 250 mL, sendo analisadas imediatamente após a coleta.

A coleta de amostras para análises de pH, sólidos suspensos, DQO, fósforo total como PO_4^{3-} , fósforo como P e fósforo como P_2O_5 foram feitas com frequência quinzenal de setembro/97 a fevereiro/98. A coleta de amostras para análise de nitrogênio como total Kjeldahl foram feitas com frequência quinzenal de setembro/97 a fevereiro/98, normalmente no dia seguinte à coleta mencionadas anteriormente. Quatro coletas de amostras para análises de coliformes totais e fecais foram feitas, entre dezembro/97 e fevereiro/98.

Todas as análises, foram realizadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP. As análises de coliforme total e fecal foram feitas de acordo com os métodos e padrões internacionais da APHA, AWWA e WPCF (1992). As análises de DQO foram feitas de acordo com procedimentos aprovados pela U.S.EPA. As análises de fósforo total como PO_4^{3-} , fósforo como P e fósforo como P_2O_5 foram feitas de acordo com procedimentos aceitos pela U.S.EPA. As análises de sólidos suspensos foram feitas de acordo com procedimentos frequentemente usados para avaliação de processos em planta.

O controle da vazão de alimentação e da adaptação das macrófitas aos leitos, bem como de plantas invasoras, foram feitos com frequência semanal. A manutenção da planta piloto foi feita conforme requerida, através de reparos em partes danificadas da tubulação, eliminação de entupimentos e correção de vazamentos no sistema.

5 - Sumário dos métodos de análise laboratorial.

Todas as leituras dos resultados, com exceção de coliformes totais e fecais, foram feitas em espectrofotômetro DR/2010 da HACH, através de parâmetros colorimétricos pré-calibrados no equipamento. O DR/2010 é um espectrofotômetro controlado por microprocessador que contém sistema ótico de prisma de alta dispersão, dando projeções precisas na faixa de 400 a 900 nm.

5.1 - Sólidos suspensos.

O espectrofotômetro DR/2010 (HACH), usado nas análises laboratoriais, determina sólidos suspensos em águas residuárias no intervalo de 0 a 750 mg/L, através de método fotométrico. Este método é simples e direto, não requerendo filtração, ignição ou pesagens necessárias nos processos gravimétricos, sendo frequentemente usado para avaliação de processos em planta. A calibração do equipamento para este teste é baseada em amostras de águas residuárias de estação de tratamento de efluentes municipal, pelo uso de técnicas gravimétricas. Para a maioria das amostras, esta calibração fornece resultados satisfatórios (HACH, 1996).

Os procedimentos experimentais de amostragem e análise, e os materiais, reagentes e equipamentos necessários para efetuá-las encontram-se em HACH (1996).

5.2 - Turbidez.

O espectrofotômetro de campo DR/2010 (HACH), usado nas análises laboratoriais, determina turbidez em águas residuárias no intervalo de 0 a 4400 FAU através do método de radiação atenuada, um método de leitura direta adaptado da ISO 7027.

A quantidade de turbidez medida depende do tamanho, forma, cor e propriedades refrativas das partículas presentes na amostra, pois a turbidez é uma propriedade óptica da amostra, resultado da dispersão e absorção de luz pelas partículas presentes. Padrões Formazin são usados para calibração do equipamento DR/2010 e leituras são obtidas em Unidades de Atenuação Formazin (FAU). Um FAU é equivalente a uma unidade de Turbidez Nefelométrica (UTN) de Formazin. Entretanto, o método de medida por FAUs é muito diferente daquele de UTNs. A interferência da cor é minimizada ao se tomar as medidas no comprimento de onda de 860 nm (HACH, 1996).

Este método pode ser usado para monitoramento constante de processos em campo, porém é aconselhável o uso de turbidímetro para monitoramento de baixos níveis de turbidez. Para uma solução padrão de 1000 FAU, o espectrofotômetro DR/2010 fornece resultados com desvio padrão de ± 49 FAU.

Os procedimentos experimentais de amostragem e análise, e os materiais, reagentes e equipamentos necessários para efetuá-las encontram-se em HACH (1996).

5.3 - Demanda química de oxigênio.

A análise de DQO nas águas residuárias foi realizada através de digestão com dicromato de potássio, em reator para DQO HACH, seguida de determinação colorimétrica, em espectrofotômetro de campo DR/2010 (HACH), na faixa de 0 a 150 mg DQO/L. Os resultados de mg DQO/L são definidos como mg de O_2 consumidos por litro de amostra sob as condições de procedimento descritas a seguir:

- a amostra é aquecida por duas horas com um agente fortemente oxidante, o dicromato de potássio;
- compostos orgânicos oxidáveis reagem, reduzindo o íon dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$) ao íon cromo (Cr^{3+}), de coloração verde;
- mede-se a DQO na faixa de 0 a 150 mg/L pelo método colorimétrico através determinação da quantidade de íon Cr^{6+} remanescente na amostra;
- o reagente de DQO contém também íons prata e mercúrio; prata é usada como catalisador, e mercúrio é usado para complexar o cloro, interferente primário na determinação de concentração de DQO .

Para soluções padrão de 100 e 500 mg DQO/L e dois lotes de reagentes para a faixa de detecção de 0 - 150 mg DQO/L, o espectrofotômetro DR/2010 fornece resultados com desvio padrão de $\pm 2,7$ mg DQO/L. O limite de detecção estimado (LDE) para o programa usado no espectrofotômetro DR/2010 é 2 mg DQO/L - o LDE é a concentração média mais baixa calculada em uma matriz de água deionizada que é diferente de zero, com um nível de confiança de 99%. Este método é aprovado pela U.S.EPA para análise de águas residuárias.

Os procedimentos experimentais de amostragem e análise, e os materiais, reagentes e equipamentos necessários para efetuá-las encontram-se em HACH (1996).

5.3 - Fósforo total.

A análise de fósforo total engloba duas etapas gerais de procedimento:

- (a) conversão da forma de fósforo de interesse a ortofosfato dissolvido,
- (b) determinação colorimétrica do ortofosfato dissolvido.

A análise de fósforo total como íon PO_4^{3-} nas águas residuárias foi realizada pelo método do Reagente PhosVer 3 (HACH) com digestão em persulfato ácido, usando reator HACH para DQO e espectrofotômetro de campo DR/2010 (HACH). O método tem como princípio a reação de ortofosfato com molibdato em meio ácido, produzindo um complexo fosfomolibdato, que é reduzido por ácido ascórbico, apresentando uma cor azul intensa. O intervalo de detecção do método é de 0 a 3,5 mg/L PO_4^{3-} . O espectrofotômetro fornece ainda, dentro do mesmo programa, resultados de fósforo como P e P_2O_5 .

A alta turbidez na amostra pode causar interferência nos resultados dos testes. Os seguintes elementos/íons podem interferir nos resultados quando presentes em concentrações em mg/L que excedam aquelas mostradas em parênteses: alumínio (200), crômio (100), cobre (10), ferro (100), níquel (300), sílica (50), silicato (10) e zinco (80). Arsenato e sulfeto de hidrogênio interferem em qualquer concentração. Amostras altamente tamponadas ou com pH extremo podem exceder a capacidade de tamponamento dos reagentes, requerendo pré-tratamento.

Para solução padrão de 2,5 mg/L PO_4^{3-} e dois lotes de reagentes, o equipamento DR/2010 fornece resultados com desvio padrão de $\pm 0,09$ mg/L PO_4^{3-} . Este método é aceito pela U.S.EPA para análise de águas residuárias.

Os procedimentos experimentais de amostragem e análise, e os materiais, reagentes e equipamentos necessários para efetuá-las encontram-se em HACH (1996).

5.4 - Nitrogênio total Kjeldahl.

A análise de nitrogênio total Kjeldahl em águas residuárias foi realizada pelo método de Nessler, usando digestor Digesdahl (Hach) e espectrofotômetro de campo DR/2010 (HACH). O termo “nitrogênio total Kjeldahl” refere-se à combinação de amônia e

nitrogênio orgânico. Este último, organicamente ligado e no estado tri-negativo, é convertido a sais de amônia pela ação de ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio. A amônia é então analisada pelo método de Nessler modificado: um estabilizador mineral complexa o cálcio e o magnésio presentes, e o agente dispersante álcool polivinil auxilia a formação de cor na reação do reagente Nessler com íons amônio; forma-se uma cor amarela, proporcional à concentração de amônia.

O método fornece resultados no intervalo de concentração de 0 a 150 mg/L. Para solução padrão de 64 mg/L de NTK e dois lotes representativos de reagentes, o espectrofotômetro DR/2010 fornece um desvio padrão de $\pm 0,8$ mg/L de NTK.

Os procedimentos experimentais de amostragem e análise, e os materiais, reagentes e equipamentos necessários para efetuá-las encontram-se em HACH (1996).

5.5 - Coliformes totais e fecais.

A quantificação de coliformes totais e fecais em águas residuárias foi realizada pelo método do substrato cromogênico, de acordo com o procedimento dos tubos múltiplos; os resultados foram obtidos em número mais provável (NMP). Os equipamentos usados na análise foram cartela Quanti-Tray, seladora Quanti-sealer, incubadora e lâmpada UV da Colilert.

O método cromogênico utiliza um substrato hidrolizável para detecção simultânea de enzimas de bactérias do grupo coliforme total e de *Escherichia coli* (a bactéria indicadora de presença de coliformes fecais pelos métodos convencionais). Na técnica cromogênica, o grupo coliforme total é definido como aquele no qual todas as bactérias possuem a enzima β -D-galactosidase, que metaboliza o substrato, liberando cromogênio. A bactéria *Escherichia coli* é definida por esta técnica como aquela que dá resposta positiva para coliforme fecal e que possui a enzima β -glucuronidase, que metaboliza o substrato, liberando fluorogênio (APHA, AWWA e WPCF, 1995).

Princípio do método do substrato cromogênico para detecção de bactérias do grupo coliforme total: substratos cromogênicos, tal como ortho-nitrophenyl- β -D-galactopyranoside (ONPG), são usados para detectar a enzima β -D-galactosidase,

produzida pelas bactérias do grupo coliforme total. A enzima β -D-galactosidase hidrolisa o substrato e produz mudança de coloração, que indica e comprova a presença de bactérias do grupo coliforme total dentro de 24 a 28 horas, sem procedimento adicional. As bactérias que não são do grupo coliforme, tais como espécies do gênero *Aeromonas* e *Pseudomonas*, que produzem pequenas quantias da enzima β -D-galactosidase, são eliminadas e geralmente não irão produzir resposta positiva dentro de 28 horas, a menos que 10^4 UFC/ml, ou 10^6 UFC/100 ml, estejam presentes (APHA, AWWA e WPCF, 1995).

Princípio do método do substrato cromogênico para detecção de bactérias *Escherichia coli*: o substrato fluorogênico 4-methylumbelliferyl- β -D-glucuronide (MUG) é usado para detectar a enzima β -glucuronidase, produzida por *Escherichia coli*. A enzima β -glucuronidase hidrolisa o substrato e produz um composto fluorescente quando visto sob luz ultravioleta (366 nm). A fluorescência indica presença de *Escherichia coli*. Algumas cepas de *Shigella* spp também devem produzir uma resposta fluorescente. O fato de *Shigella* spp ser patogênico humano faz com que esta resposta não invalide o teste da qualidade sanitária da água (APHA, AWWA e WPCF, 1995).

Os procedimentos experimentais de coleta de amostras e análise, e os materiais, reagentes e equipamentos necessários para efetuá-las encontram-se descritos em APHA, AWWA e WPCF (1995).

6 - Custo do experimento.

O custo total do experimento, considerando o período de julho de 1997 a fevereiro de 1998, foi de aproximadamente R\$15.000,00. Desta quantia, 25% foram gastos com os materiais de construção e de montagem da planta piloto, 15% foram gastos com mão-de-obra e 60% foram gastos com equipamentos e reagentes necessários às análises laboratoriais.

V - RESULTADOS E DISCUSSÃO

1 - Análises preliminares.

Com o intuito de caracterizar o comportamento da lagoa primária, cujo efluente seria captado para alimentação da planta piloto, em setembro de 1996 fez-se uma amostragem simples dos seus fluxos de entrada e saída. Análises químicas, físicas e biológicas destas amostras foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharias Civil - UNICAMP, de acordo com os métodos e padrões internacionais da APHA, AWWA e WPCF (1992). Os resultados obtidos estão apresentados abaixo na Tabela 15.

Os resultados de pH e alcalinidade refletiram as condições de elevada atividade fotossintética na lagoa primária - a remoção de gás carbônico do meio líquido, promovida pelas algas ao realizar a fotossíntese, deslocou o equilíbrio existente entre os íons carbonato e bicarbonato em solução, tornando o ambiente básico e alcalino.

A condição de eutrofização da lagoa levou a uma aumento considerável da concentração de oxigênio dissolvido no efluente. Além disto, a presença de algas no efluente - conduzidas através do fluxo de saída da lagoa - levou a um aumento considerável dos valores da turbidez e da concentração de sólidos voláteis totais e sólidos suspensos totais.

O resíduo líquido em estudo, de características predominantemente domésticas, apresentou uma porcentagem de sólidos voláteis totais de 74,4% dos sólidos totais presentes - valor observado para o afluente da lagoa primária. Para efeito de comparação, o valor médio de sólidos voláteis totais encontrados em esgotos domésticos é de 70% dos sólidos totais presentes.

Observou-se uma redução de 21% da DQO e 30% da DBO na lagoa. A razão entre os valores obtidos para DQO e DBO ficou entre 7,2 e 8,1 (afluente e efluente, respectivamente), o que indicou a presença de inibidor(es) da análise de DBO na lagoa - para esgotos domésticos em geral, obtém-se uma razão média de DQO e DBO entre 2 e 2,5.

Tabela 15 - Resultados das análises preliminares - amostras simples coletadas em set/1996.

Parâmetro analisado	Método/equip. utilizado	Unidade de medida	Afluente da lagoa primária	Efluente da lagoa primária
temperatura	termômetro-Hg	°C	26,5	24
pH	pHmetro	- log[H ⁺]	7,00	9,35
alcalin. total	pHmetro	mg CaCO ₃ /L	84,6	97,2
oxigênio dissolvido	método de Winkler	mg O ₂ /L	1,7936	6,3248
D.Q.O.	método refluxo do dicromato	mg O ₂ /L	225	178
D.B.O. ₅	método de Winkler	mg O ₂ /L	31,20	21,93
turbidez	turbidímetro	NTU	12,6	97,6
condutividade	condutivímetro	µS	311,46	317,55
sól. fixos tot.	estufa/mufla	mg/L	179,0	166,0
sól. voláteis tot.	estufa/mufla	mg/L	520,0	3308,0
sólidos totais	estufa	mg/L	699,0	3474,0
sólidos suspensos totais	filtro/estufa	mg/L	26,5	72,4
nitrogênio total Kjeldahl	FIA	mgN/L	7,25	11,7
fósforo total	método do ácido ascórbico	mgP/L	0,22	0,55
colif. total	método Colilert	presença/aus.	presente	presente
coliforme fecal	método Colilert	NMP/100 ml	> 230.000	ausente na diluição 10 ⁻⁴

A ausência de coliformes fecais no efluente da lagoa refletiu o predomínio de situações ambientais adversas a estes microorganismos, como radiação ultravioleta, temperaturas mais baixas que a do corpo humano e predação por outros organismos, elevado pH e elevado O.D. - as lagoas facultativas, com sua inerente população de plantas flotantes e submersas (algas), possui capacidade de tamponamento e oxigenação da água, provocando destruição de microorganismos patogênicos.

De modo geral, entre todos os mecanismos de remoção de amônia em lagoas de estabilização - volatilização da amônia, assimilação de amônia e nitrato pelas algas, nitrificação e desnitrificação e sedimentação do nitrogênio orgânico particulado - o mais importante é a volatilização da amônia. Em ambiente com pH próximo a 9,5, como é o caso da lagoa primária em estudo, aproximadamente 50% da amônia presente está na forma de NH_3 , o que proporciona condições favoráveis para a ocorrência de volatilização (VON SPERLING, 1996b). Além disto, em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui para o consumo direto de NH_3 pelas algas - o nitrogênio constitui em torno de 6 a 12% do material celular das algas em peso seco (ARCEIVALA, 1981 citado por VON SPERLING, 1996b). No caso da lagoa primária em estudo, a assimilação de nitrogênio pelas algas, posteriormente descartadas com o efluente, pode explicar o aumento da concentração de NTK no efluente.

Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são (ARCEIVALA, 1981 citado por VON SPERLING, 1996b):

- a retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final - o fósforo corresponde a aproximadamente 1,0% da massa das algas em peso seco;
- a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH, acima de 8.

No caso da lagoa primária em estudo, a assimilação de fósforo pelas algas e bactérias, posteriormente descartadas com o efluente, pode explicar o aumento da concentração de fósforo total no efluente.

Por fim, observou-se que o efluente da lagoa primária possui as principais características de um efluente de lagoa facultativa: cor verde devido principalmente à presença de clorofíceas (algas verdes), elevado teor de oxigênio dissolvido e presença de

sólidos em suspensão voláteis e praticamente não sedimentáveis (algas). O volume de operação da lagoa é de aproximadamente 250 m³, e o tempo de residência mínimo estimado é de 5 a 10 dias, tempo insuficiente para uma lagoa facultativa executar o tratamento secundário de um efluente doméstico, segundo VON SPERLING (1996b).

2 - Estimativa do comprimento inicial das raízes de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. transplantadas nos leitos.

O comprimento de raiz é um dos parâmetros mais representativos do desenvolvimento do sistema radicular de uma espécie. Neste estudo, o software SIARCS foi usado na determinação do comprimento total das raízes de três exemplares de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L., coletados de modo similar àqueles exemplares cultivados nos leitos 1 e 2 - isto significando que coletou-se volumes de solo mais rizosfera aproximadamente iguais no caso das plantas a serem transplantadas e daquelas a serem analisadas.

A partir dos valores de comprimento total de raízes obtidos através do processamento de imagens digitais das raízes lavadas, estimou-se a área superficial média de raiz das três plantas analisadas. A Tabela 16 apresenta os resultados obtidos.

A estimativa do comprimento total médio de raiz de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. nos leitos 1 e 2 foi feita considerando-se a média dos três comprimentos totais obtidos, 38,7 m. O comprimento total médio de raiz estimado para o leito 1 - com trinta plantas adaptadas ou 7,1 mudas/m² - foi de 1.161 m. O comprimento total médio de raiz estimado para o leito 2 - com 34 plantas adaptadas ou 8 mudas/m² - foi de 1.315,8 m. É importante ressaltar que os rizomas das plantas não foram considerados nestes cálculos, devido à dificuldade em se obter imagens digitais dos mesmos.

Tabela 16 - Comprimento total e área superficial de raízes de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. coletadas.

Sistema radicular	comprimento total	área superficial
da planta de:	(m)	média (m²)
grande porte	52,8	49,3
médio porte	35,8	32,1
pequeno porte	27,5	19,8

A partir dos valores de área superficial média estimados para as três plantas, apresentados na Tabela 16, fez-se uma aproximação em relação à área superficial total média de raízes de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. nos leitos 1 e 2. O cálculo foi feito considerando-se a média das três áreas superficiais médias obtidas, 33,7 m². A área superficial total média de raiz estimada para o leito 1 foi de 1.011 m². A área superficial total média de raiz estimada para o leito 2 foi de 1.145,8 m².

As estimativas apresentadas acima têm como objetivo proporcionar um valor médio inicial aproximado do comprimento total e da área superficial total de raiz nos leitos 1 e 2. Estes valores serão relacionados com o desempenho inicial dos leitos na remoção de poluentes do resíduo líquido no item 3 deste capítulo.

Deve-se ressaltar que os resultados aqui apresentados são uma tentativa de aplicação do método do monolito na análise quantitativa do sistema radicular de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. - seguindo em alguns aspectos o trabalho desenvolvido por BASSOI e ASSIS (1997) - com o auxílio de processamento de imagens digitais, uma inovação nesta área. Porém, devido a dificuldades de amostragem em solo de alagados, não foi possível especificar o volume de solo mais rizosfera coletado.

A caracterização do sistema radicular de uma espécie pode envolver várias grandezas, e os métodos a serem adotados devem levar em conta a finalidade do estudo, o material disponível e a espécie em questão (BASSOI e ASSIS, 1997). Desta forma, a validade e importância dos dados aqui obtidos está em sugerir o desenvolvimento de uma metodologia de amostragem e de estudo da rizosfera das macrófitas usadas nos leitos, tanto no que se refere à sua adaptação e crescimento quanto à sua relação com a qualidade do

efluente. Para efeito de informação, não se encontrou na literatura científica pesquisada dados sobre o sistema radicular de *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L. que permitissem comparação com os dados aqui obtidos. Por fim, é importante esclarecer que estudos ecológicos e fisiológicos desta e outras espécies de macrófitas precisam ser implementados a fim de auxiliar na compreensão do tópico aqui discutido.

A comparação dos resultados mostrados na Tabela 16 com aqueles a serem obtidos 12 ou 24 meses após o início do experimento irá permitir um maior conhecimento do desenvolvimento e adaptação das plantas ao ambiente específico dos leitos em estudo, uma vez que o crescimento do sistema radicular de uma espécie está condicionado a fatores químicos, físicos e biológicos do meio suporte. Além disto, será possível delinear um perfil temporal da qualidade da água efluente aos leitos, relacionando-o com o aumento do comprimento total de raiz.

3 - Desempenho dos leitos no experimento.

3.1 - Observações iniciais.

A princípio, alguns fatores peculiares ao tipo de experimento executado devem ser ressaltados. É importante notar que, em leitos cultivados, há um período de aclimação, durante o qual as populações de microorganismos heterotróficos e as espécies cultivadas se estabelecem. No experimento aqui descrito, durante todo o período de coleta de amostras houve crescimento e desenvolvimento das macrófitas nos leitos - e o inerente estabelecimento de microorganismos heterotróficos no meio suporte e rizosfera - o que implicou na evolução temporal do tratamento.

O tempo necessário para que ocorra o total estabelecimento das plantas e das comunidades de microorganismos heterotróficos nos leitos, e a consequente estabilização dos intervalos de redução e remoção de poluentes, é uma variável ainda em estudo, dependente de fatores como o clima, condições locais de instalação e operação, além da espécie de planta cultivada, entre outros.

Outro fator importante a ser ressaltado, por ser comum a este tipo de experimento, é o grau de variabilidade obtido nos resultados, que, neste caso, pode ser interpretado como resultante:

- das variações na qualidade do resíduo líquido bombeado ao sistema (obteve-se um valor mínimo de DQO de 132 mgO₂/L e máximo de 396 mgO₂/L na corrente de alimentação);
- das variações na vazão de alimentação dos leitos, devido às dificuldades mecânicas encontradas para sua fixação em 200 mL/min (os conjuntos de válvulas instalados nos leitos dificultaram a estabilização do sistema em vazões baixas);
- da durabilidade da mangueira utilizada para conduzir o resíduo líquido aos quatro leitos (o experimento foi interrompido 4 vezes pelo rompimento de mangueiras de distribuição);
- das variabilidades de amostragem associadas à coleta simples;
- das variações inerentes às análises laboratoriais (métodos e equipamentos).

3.2 - Precipitações pluviométricas no período do experimento.

As precipitações pluviométricas afetam os sistemas de alagados construídos porque transportam o oxigênio dissolvido aos leitos, bem como promovem mistura. Com o intuito de registrar as precipitações pluviométricas ocorridas durante o período de experimentação, fez-se o referido levantamento. A Tabela 1 e os gráficos das Figuras 1 a 4, encontrados nos documentos Anexos a este trabalho, apresentam dados de precipitação pluviométrica diária (mm) em Campinas - SP durante o período de experimento.

Durante a coleta do 1º conjunto de amostras, realizada nos dias 03 e 04/set/97, e nos três dias anteriores a ela, não houve registro de precipitação pluviométrica - o tempo médio de residência nos leitos foi estimado em 2,5 dias. O mesmo ocorreu na coleta do 2º, 5º e 7º conjuntos de amostras, realizadas nos dias 11 e 12/set, 14 e 15/out, 11 e 13/nov/97, respectivamente.

Nos dias 14, 15 e 16/set/97 registrou-se 10 mm, 13,4 mm e 3,2 mm de prec. pluv., respectivamente. O 3º conjunto de amostras foi coletado nos dias 16 e 18/set/97. No dia 30/set/97 registrou-se 20 mm de precipitação pluviométrica. O 4º conjunto de amostras foi

coletado nos dias 30/set e 01/out/97. Nos dias 26 e 27/out/97 registrou-se 8mm e 11 mm de precipitação pluviométrica, respectivamente. O 6º conjunto de amostras foi coletado nos dias 28 e 30/out/97. Nos dias 22, 24, 25, 29/nov e 02/dez/97 registrou-se 10mm, 44 mm, 6 mm, 1 mm e 2 mm de prec. pluv., respectivamente. O 8º conjunto de amostras foi coletado nos dias 26/nov e 02/dez/97. No dia 08/dez/97 registrou-se 5 mm de prec. pluv.. O 9º conjunto de amostras foi coletado nos dias 09 e 10/dez/97. Nos dias 14 e 15 e 16/dez/97 registrou-se 33mm, 20 mm e 4 mm de prec. pluv., respectivamente. O 10º conjunto de amostras foi coletado no dia 16/dez/97. Nos dias 02 e 05/fev/98 registrou-se 76 mm e 8 mm de prec. pluv., respectivamente. O 11º conjunto de amostras foi coletado nos dias 05 e 06/fev/98. Nos dias 9, 11, 12 e 13/fev/98 registrou-se 11 mm, 2 mm, 2 mm e 12 mm de prec. pluv., respectivamente. O 12º conjunto de amostras foi coletado nos dias 12 e 13/fev/98. Nos dias 14, 15, 16 e 17/fev/98 registrou-se 24 mm, 15 mm, 54 mm e 8 mm de prec. pluv., respectivamente. O 13º conjunto de amostras foi coletado nos dias 19 e 20/fev/98.

3.3 - Adaptação das macrófitas.

No primeiro mês de experimento ocorreu o plantio das mudas de *Typha* e *Eleocharis* (29/jul/97), além de dois replantios de mudas de *Typha* (01/ago e 28/ago/97). Finalizada a parte de cultivo, ocorreu a introdução de resíduo líquido nos leitos (29/ago/97).

No segundo mês de experimento ocorreu a adaptação das macrófitas à água residuária, com o início do lançamento de brotos. A vazão de entrada nos leitos foi definida como 200 mL/min, e iniciou-se sua regulação semanal. Fixou-se a coluna de líquido nos leitos a uma altura de 35 cm.

No caso do leito 1, conforme visto na Tabela 12, 58% das mudas transplantadas no intervalo de um mês (29/jul a 28 ago/97) se adaptaram. No caso do leito 2 conforme visto na Tabela 13, 67% das mudas transplantadas no mesmo intervalo se adaptaram. Todas as mudas perdidas foram removidas dos leitos. De modo geral, a perda de mudas de *Typha* pode ser devida:

- ao tamanho do caule transplantado com a rizosfera da planta aos leitos (caules cortados a 40-50 cm da rizosfera deram melhores resultados que caules cortados a 20-30 cm);
- à profundidade de fixação das plantas nos leitos (mudas fixadas a aproximadamente 10 cm abaixo da superfície do meio suporte deram melhores resultados que aquelas fixadas a aproximadamente 20 cm);
- ao uso de brita, pobre em nutrientes, como meio suporte dos leitos, e ao não enriquecimento da água de poço artesiano com nutrientes no período de adaptação das plantas aos leitos (as raízes das mudas foram lavadas antes do cultivo nos leitos);
- ao tamanho da brita utilizada como meio suporte (no geral, as mudas fixadas no leito contendo brita de 55-90 mm lançaram broto muito mais rápido);
- à estação em que ocorreu o transplante de mudas (inverno).

No caso do leito 3, conforme visto na Tabela 14, 100% das mudas transplantadas no dia 29/jul se adaptaram.

A *Eleocharis fistulosa* mostrou-se mais resistente e vigorosa que a *Typha* em relação às condições adversas enfrentadas durante o transplante e adaptação, porém apresentou desenvolvimento mais lento em termos de lançamento de brotos, crescimento e espalhamento no leito, devido às características peculiares de sua espécie.

3.4 - Parâmetros de operação.

Durante todo o período de experimento, os quatro leitos foram alimentados a uma vazão média de 200 mL/min - a vazão dos leitos variou entre 112 mL/min a 242 mL/min aproximadamente, sendo regulada semanalmente. Esta vazão média correspondeu a uma taxa orgânica média de aplicação de resíduo líquido nos leitos de 142,6 KgDQO/ha.dia, uma vez que a DQO média obtida para todo o período de experimento foi igual a 210 mgO₂/L. A taxa orgânica média de aplicação estimada equivale a 1,9 vezes o valor de 75 KgDBO/ha.dia, recomendado por WOOD (1995), e a 1,2 vezes o valor de 120 KgDBO/ha.dia aplicado por HABERL et al.(1995) em um leito de escoamento subsuperficial vertical alimentado de modo intermitente, apresentado anteriormente. O valor de taxa orgânica média de aplicação de resíduo líquido estimado para o experimento aqui

descrito é 4,6 vezes menor que aquele usado por SOUZA e BERNARDES (1996), de 654,73 KgDQO/ha.dia, em um sistema de esc. subsuperficial construído em escala real em Brasília, DF, apresentado anteriormente. Estima-se que a carga orgânica média aplicada em cada leito durante o período de experimento foi de 60,5 gDQO/dia.

A carga hidráulica média aplicada em cada leito durante o período de experimento foi estimada em 68 mm/dia, valor localizado fora do intervalo recomendados por WOOD (1995) - assumiu-se uma carga hidráulica maior que a recomendada a fim de testar a capacidade dos leitos em estudo. Em experimentos similares realizados por ROSTON (1994) e JUWARKAR et al.(1995) aplicou-se uma carga hidráulica de 50 mm³/mm².dia, e em um experimento similar realizado por TROTTER et al.(1994) aplicou-se uma carga hidráulica de 51,4 mm³/mm².dia; estes experimentos foram apresentados anteriormente.

O tempo máximo de detenção hidráulica em cada leito, considerando todo o período de experimento, foi estimado em 4,2 dias; o tempo médio foi estimado como 2,5 dias - ambos os valores estão localizados dentro do intervalo recomendados por WOOD (1995). TROTTER et al.(1994) estimaram um tempo máximo de detenção hidráulica de 4,5 dias, ROSTON (1994) estimou um tempo máximo de detenção hidráulica de 6 dias e SOUZA e BERNARDES (1996) estimaram um tempo de detenção hidráulica de 2,4 dias, todos estes tempos referentes a experimentos similares àquele aqui descrito. A memória de cálculo de todos valores apresentados neste item encontra-se no Apêndice.

3.5 - Apresentação e discussão dos resultados.

A comparação da evolução temporal dos quatro leitos em experimentação no tratamento secundário de parte do resíduo líquido do CPQBA está retratada nos gráficos das Figuras 6 a 12. Estes gráficos apresentam, respectivamente, os resultados das análises de DQO, pH, fósforo total como PO₄³⁻, fósforo como P, fósforo como P₂O₅, NTK, e SS. A comparação da evolução temporal dos quatro leitos em experimentação na remoção de coliformes fecais e coliformes totais do resíduo líquido está mostrada nas Tabelas 20 e 21. As cores e símbolos usados para indicar os pontos de coleta das amostras na planta piloto - entrada dos leitos, saída do leito 1, saída do leito 2, saída do leito 3 e saída do leito 4 - são

os mesmos em todos os gráficos. O tempo está apresentado em dias em todos os gráficos, contados a partir de 29 de julho de 1997 até 20 de fevereiro de 1998 - 1º a 207º dia de experimento, respectivamente. A discussão dos resultados obtidos segue cada gráfico.

As Tabelas 1 a 7 do Apêndice apresentam os resultados das análises de DQO, pH, fósforo total como PO_4^{3-} , fósforo como P, fósforo como P_2O_5 , NTK e SS, plotados nos gráficos das Figuras 6 a 12 acima citadas. Informações a respeito do intervalo de detecção dos métodos aplicados e do desvio padrão dos equipamentos usados nas análises laboratoriais encontram-se junto às Tabelas 1 a 7 no Apêndice.

As porcentagens de redução de DQO e de remoção de fósforo total como PO_4^{3-} e de nitrogênio como total Kjeldahl, obtidas em cada leito, foram calculadas mês a mês, a partir das médias mensais dos resultados obtidos entre 03/set/97 e 20/fev/98. Elas estão apresentadas abaixo nas Tabelas 17 a 19, e estão discutidas juntamente com os respectivos gráficos. É importante ressaltar algumas tendências que estão retratadas nas tabelas, e fazer alguns comentários antes de iniciar a comparação do desempenho dos leitos com base nas médias calculadas:

(a) no mês de setembro/97 obteve-se altas médias de redução e remoção em todos os leitos - no caso dos três parâmetros analisados - considerando-se o estágio inicial de desenvolvimento das plantas e comunidades microbiológicas. É provável que estes resultados tenham sido influenciados pelos testes feitos nesta época, a fim de se determinar a vazão de operação, e de se fixar a altura da coluna de líquido nos leitos.

(b) no mês de novembro/97, a remoção de NTK calculada para todos os leitos foi baseada em um resultado (7ª coleta, 13/nov/97), e não em uma média de dois a quatro resultados, como ocorrido em todos os outros casos. Problemas na tubulação de distribuição ocorridos no final de novembro não permitiram a coleta de outras amostras para análise de NTK.

(c) no mês de fevereiro/98, obteve-se uma média de remoção de NTK muito alta no leito 4, em relação aos outros leitos, todos cultivados e com as macrófitas/comunidades microbiológicas em seu estágio de maior desenvolvimento. Ainda mais, o leito 4 apresentou a maior redução de DQO entre todos os leitos, porém a menor remoção de fósforo total. Isto pode ter ocorrido devido às precipitações pluviométricas terem atingido índices consideravelmente maiores neste mês (total de 212 mm, conforme considerado no item 3.2),

em relação aos outros meses. Se esta explicação for considerada, o leito 4 seria o mais afetado pelo transporte de O.D. causado pelas precipitações, seguido do leito 3, contendo vegetação menos densa – os resultados de DQO e NTK no leito 3 estão de acordo com esta suposição, porém leito 3 foi o mais efetivo na remoção de fósforo total em fevereiro, entre todos os outros. Outra explicação para estes resultados obtidos no leito 4 seria terem ocorrido problemas mecânicos não detectados nas válvulas e tubulação de distribuição, que afetaram a sua vazão de alimentação.

(d) no geral, os melhores desempenhos dos leitos cultivados (1,2 e 3) na remoção de fósforo total como PO_4^{3-} e na redução de DQO não foram obtidos no último mês de experimento, quando as macrófitas atingiram seu maior estágio de desenvolvimento, e consequentemente as populações de microorganismos heterotróficos estavam mais estabelecidas – no caso de remoção de NTK, o leito 1 foi o único que não apresentou o melhor desempenho no último mês de experimento. Porém é importante apontar que o sistema foi monitorado por um curto período, e em seu estágio inicial. Além disto, um grau de variabilidade era esperado devido à sua natureza, e aos fatores apontados no item 3.1.

(e) isto exposto, optou-se por discutir os resultados com base nos intervalos constituídos pela menor e maior média mensais obtidas para cada parâmetro em cada leito, e na máxima média obtida em cada leito, considerando todos os valores obtidos durante o período de experimentação. O cálculo de valores médios, ao invés de intervalos, somente serão representativos quando os leitos estiverem completamente estabelecidos.

3.5.1 - Demanda química de oxigênio.

A DQO é uma medida indireta da quantidade de compostos orgânicos oxidáveis contida no resíduo líquido, retratando a concentração de O_2 consumida na oxidação química destes compostos, em mg/L.

Compostos carbonáceos degradáveis são rapidamente utilizados nos processos de carbono que ocorrem nos leitos – a oxidação dos compostos carbonáceos é preferencial até o ponto em que sua demanda por oxigênio se reduza ao mesmo nível daquela do íon amônio aí presente em solução. Ao mesmo tempo que ocorre o consumo de compostos

carbonáceos, tanto por processos aeróbios quanto anaeróbios, uma variedade de processos de decomposição produz carbono disponível (produção microbiana de CO₂ e CH₄). O desenvolvimento da vegetação nos leitos requer CO₂, e a incorporação de carbono aos tecidos das plantas ocorre através da fotossíntese.

O gráfico da Figura 6 mostra que houve redução da DQO nos quatro leitos testados, e que todas as concentrações de saída, a cada amostragem, ficaram dentro de um intervalo relativamente estreito, com algumas exceções. Pode-se identificar um comportamento similar dos leitos em resposta a aumentos da carga aplicada (ressaltado pela diferença de escalas no gráfico), porém há uma variação individual no desempenho de cada leito a cada amostragem.

Os intervalos de redução de DQO obtidos, mostrados abaixo na Tabela 17, permitem uma melhor avaliação do desempenho dos leitos.

Tabela 17 - Porcentagens médias mensais de redução de DQO.

Leito	Set/97 (%)	Out/97 (%)	Nov/97 (%)	Dez/97 (%)	Fev/98 (%)	Intervalo de redução
1	73,10	66,77	79,94	68,53	65,44	65,44 - 79,94
2	78,04	72,46	78,34	82,74	69,13	69,13 - 82,74
3	71,73	64,67	66,56	75,64	73,83	64,67 - 75,64
4	72,28	60,78	70,06	70,31	73,99	60,78 - 73,99

O leito 2, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte, cultivado com *Typha*, apresentou o melhor intervalo de desempenho entre todos, atingindo uma redução máxima de DQO de 82,74%. O segundo melhor intervalo de desempenho foi observado no leito 1, com uma redução máxima de DQO de 79,94%. O leito 1, também cultivado com *Typha*, é diferenciado do leito 2 por conter brita de 90-135 mm como meio suporte; portanto, o tamanho da brita usada pode ter influenciado no desempenho dos leitos. A brita menor oferece uma maior área superficial para fixação de microorganismos dentro dos leitos, e com isto favorece a remoção de poluentes do resíduo líquido – este benefício é contrabalançado

por alterações na condutividade hidráulica dos leitos, porém a análise desta variável está fora do escopo deste trabalho. Outro fator que pode ter influenciado este resultado é a área superficial total média de raiz contida em cada leito, estimada no início do experimento como 1.145,8 m² para o leito 2 e como 1.011 m² para o leito 1.

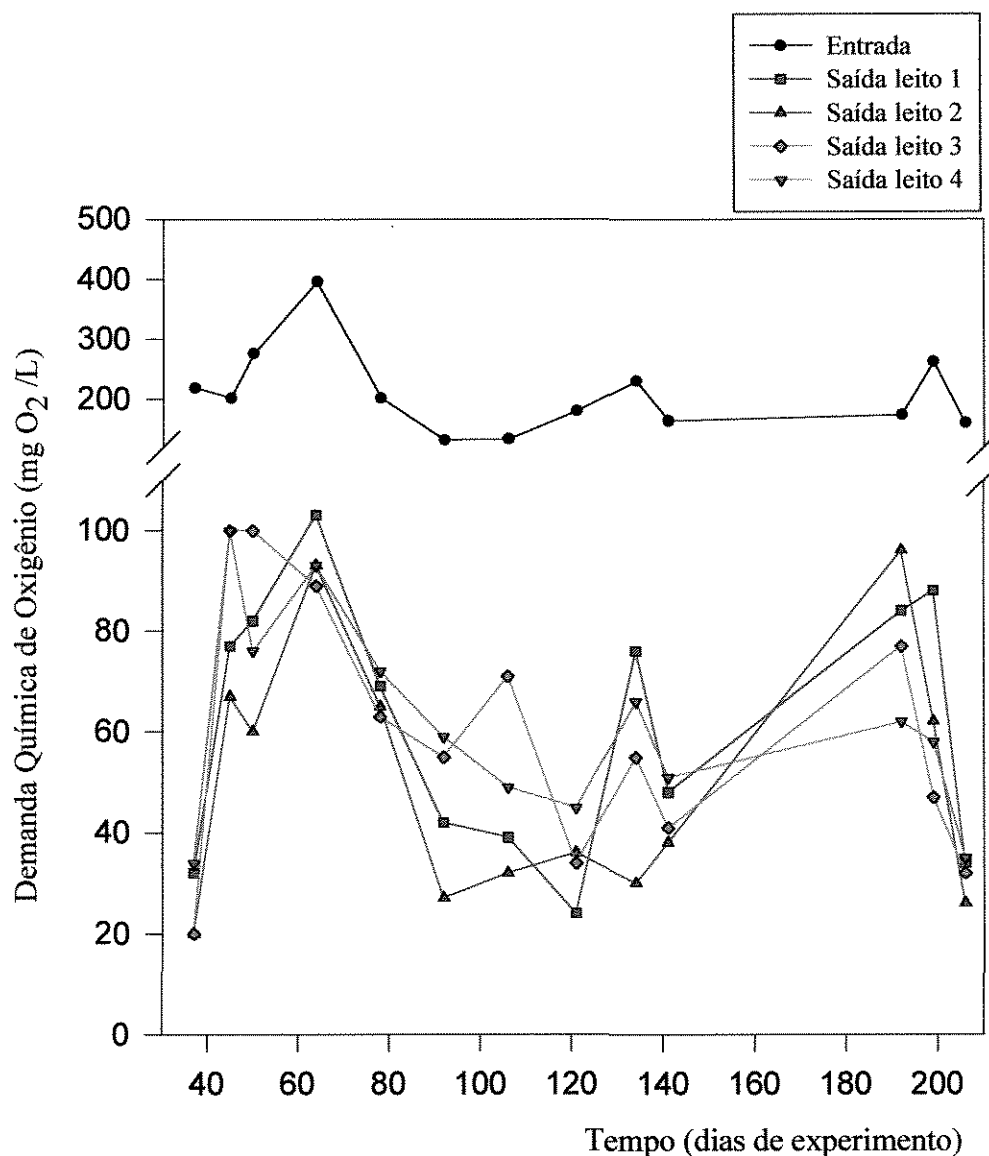


Figura 6 - DQO na entrada e saída dos leitos.

O leito 3, contendo brita de 55-90 mm, cultivado com *Eleocharis fistulosa*, apresentou o terceiro melhor intervalo de desempenho, e atingiu uma redução máxima de

75,64%. O menor volume inicial de rizosfera de *Eleocharis fistulosa* transplantado, em relação ao volume inicial *Typha dominguensis* Pers. x *Typha latifolia* L., e as características peculiares da espécie, de desenvolvimento mais lento em termos de lançamento de brotos, crescimento e espalhamento no leito, podem ser uma explicação para este desempenho. As raízes funcionam como meio de suporte e fixação de microorganismos aeróbios e anaeróbios nos leitos, tendo ainda como função a manutenção da condutividade hidráulica dos leitos e a retenção de sólidos suspensos (algas provenientes da lagoa primária eutrofizada) por simples filtração. Isto pode explicar porque o leito 3 apresentou o desempenho mais próximo àquele do leito 4, sem cultivo.

Por fim, comparando os leitos 1 e 3, apesar do primeiro conter brita de 90-135 mm, a espécie aí cultivada, *Typha ssp.*, favoreceu o desempenho deste leito em relação ao leito 3 na redução de DQO, provavelmente pelos motivos acima citados.

Para referências os resultados obtidos, seguem alguns resultados de experimentos em que se determinou redução de DQO. Sistemas similares àqueles aqui testados, implantados em escala real na Europa, tendo vegetação completamente estabelecida, apresentaram uma redução média de DQO de 65,6% (Tabela 1). No Brasil, SOUZA e BERNARDES (1996) obtiveram uma eficiência média de redução de DQO de 62,7% em um sistema de leitos cultivados com *Typha*, em fase de estabelecimento, usado no tratamento secundário de esgoto doméstico, conforme mostrado na Tabela 5. Estes dados confirmam a efetividade da planta piloto aqui testada na redução de DQO, porém sugerem que a operação em escala piloto pode produzir melhores resultados que aqueles obtidos em escala real, por ser muito mais facilmente controlada e otimizada. Espera-se obter um maior contraste entre resultados de remoção de DQO nos leitos cultivados e naquele sem cultivo, quando as macrófitas e comunidades de microorganismos estiverem totalmente estabelecidas.

Através da análise dos resultados obtidos, reconhece-se a efetividade destes leitos com escoamento subsuperficial no tratamento secundário de águas residuárias domésticas no que se refere à redução de DQO; e, com base na discussão feita acima, destaca-se o desempenho do leito construído cultivado com *Typha*, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte.

3.5.2 - pH.

O pH é um fator abiótico de relevância aos processos biológicos ocorridos nos leitos construídos. A concentração de íons hidrogênio nos leitos influencia muitas transformações bioquímicas aí ocorridas, pois ela afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos presentes em solução.

O gráfico da Figura 7 mostra que, de modo geral, o pH do resíduo líquido efluente aos leitos diminuiu à medida que as comunidades de macrófitas e/ou de microorganismos heterotróficos foram se desenvolvendo nos leitos. Observa-se ainda que, no início do experimento, a diminuição do pH dentro de cada leito foi aproximadamente constante, tomando-se os outros leitos como referência. O pH do efluente do leito 4, sem cultivo, apresentou valores invariavelmente maiores que aqueles dos efluentes dos leitos cultivados.

Para todos os leitos, sem exceção, o valor de pH obtido na última análise (13ª amostra, coletada dia 19/fev) foi o mais baixo, considerando todo o período de experimentação: o leito 1 apresentou um pH igual a 6,70, os leitos 2 e 3 um pH igual a 6,95 e o leito 4 um pH igual a 7,23 (pH do fluxo de alimentação igual a 8,24).

As substâncias orgânicas geradas dentro dos leitos através do ciclo de crescimento, morte e decomposição, conforme visto anteriormente, são a origem da acidificação natural aí ocorrida. Como consequência desta acidificação, espera-se que o sistema água-meio suporte dentro dos leitos se torne tamponado especialmente em relação a substâncias básicas presentes no fluxo de entrada - os resultados obtidos apresentam esta tendência de grande capacidade de tamponamento atribuída aos leitos cultivados com macrófitas.

É importante apontar alguns comportamentos microbiológicos e químicos ocorridos em soluções com pH igual a 6,70, 6,95 e 7,23, o que envolve todos os leitos em experimentação:

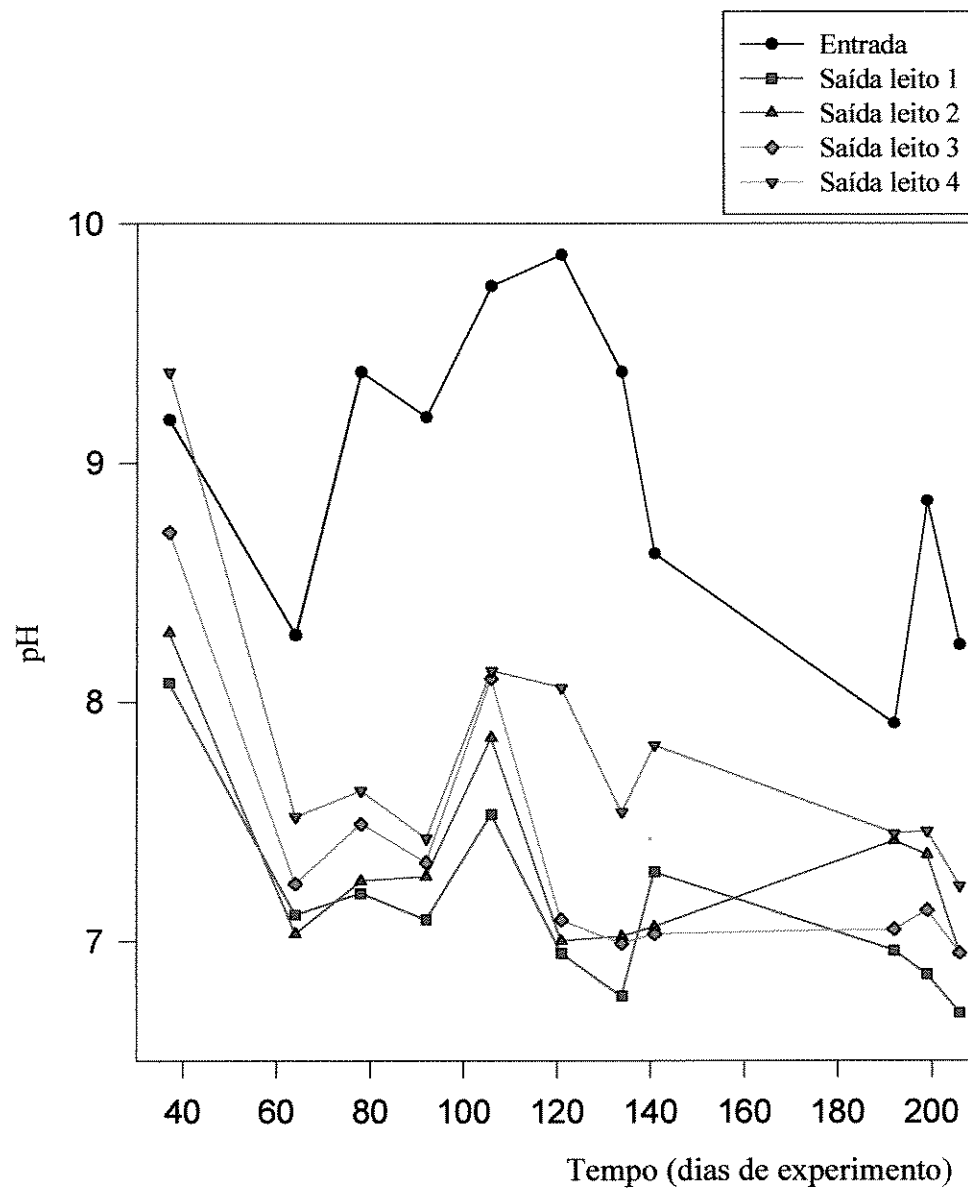


Figura 7 - pH na entrada e saída dos leitos.

- muitas bactérias responsáveis pelo tratamento do resíduo líquido somente sobrevivem em ambientes com pH entre 4,0 e 9,5;
- em pH próximo de neutro, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de NH_4^+ ;
- o pH ótimo para que ocorra amonificação está entre 6,5 e 8,5 (T ótima entre 40 e 60°C);
- as bactérias nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,2;

- as bactérias desnitrificantes preferem os ambientes com pH entre 6,5 e 7,5;
- em meio suportes ácidos, íon fosfato pode ser fixado por alumínio ou ferro.

3.5.3 - Fósforo.

Analicamente, a quantia total de fósforo nos leitos é igual à soma de fósforo reativo solúvel (PO_4^{3-}) e particulado suspenso nas águas residuárias. A sedimentação de fósforo suspenso e a adsorção de fosfato nos sedimentos são os processos de remoção básicos ocorridos nos leitos. Além disto, fosfato é assimilado pelas macrófitas e convertido a fósforo orgânico estrutural nos leitos cultivados, podendo voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada.

O desempenho de remoção de fósforo é dependente do pH, conforme discutido no item anterior, e tem um padrão sazonal devido à translocação de nutrientes para os rizomas de algumas espécies de macrófitas.

O fósforo entra nos leitos com o fluxo de alimentação e por deposição atmosférica; sai dos leitos com o fluxo de saída e por liberação gasosa de PH_3 .

A composição do meio suporte presente no leito é muito importante no que diz respeito à remoção de fósforo por processos de adsorção, uma vez que em meios suportes ácidos, íon fosfato pode ser fixado por alumínio ou ferro. A composição química média da brita usada como meio suporte está apresentada nos documentos Anexos a este trabalho, e indica um conteúdo médio 11,50 a 13,75% de óxido de alumínio e de 15,93 a 9,01% de óxido de ferro. Portanto, o meio suporte pode ter auxiliado o mecanismo de remoção de fósforo nos leitos, através de adsorção; porém, é importante esclarecer que as comunidades de microorganismos se estabelecem preferencialmente na entrada e próximas ao fundo dos leitos, normalmente em microfilmes que envolvem o meio suporte.

A brita usada como meio suporte contém ainda uma média de 0,51 e 0,98% de P_2O_5 - este óxido, quando em contato com a água, se transforma em fosfato.

O gráfico da Figura 8 mostra que houve remoção do fósforo total como íon PO_4^{3-} nos três leitos cultivados com macrófitas. O leito 4, sem cultivo, mostrou uma tendência inicial de diminuição da eficiência de remoção de fósforo como íon PO_4^{3-} , e chegou a

apresentar um valor negativo de remoção na 7ª amostragem (1,35 mg/L na entrada e 2,96 mg/L na saída), coincidente com o valor máximo de pH registrado neste leito (8,13) - este pH provavelmente causou a desorção de fosfato no leito 4. Porém esta tendência reverteu-se, acompanhando a tendência de acidificação neste leito (pH final igual a 7,23).

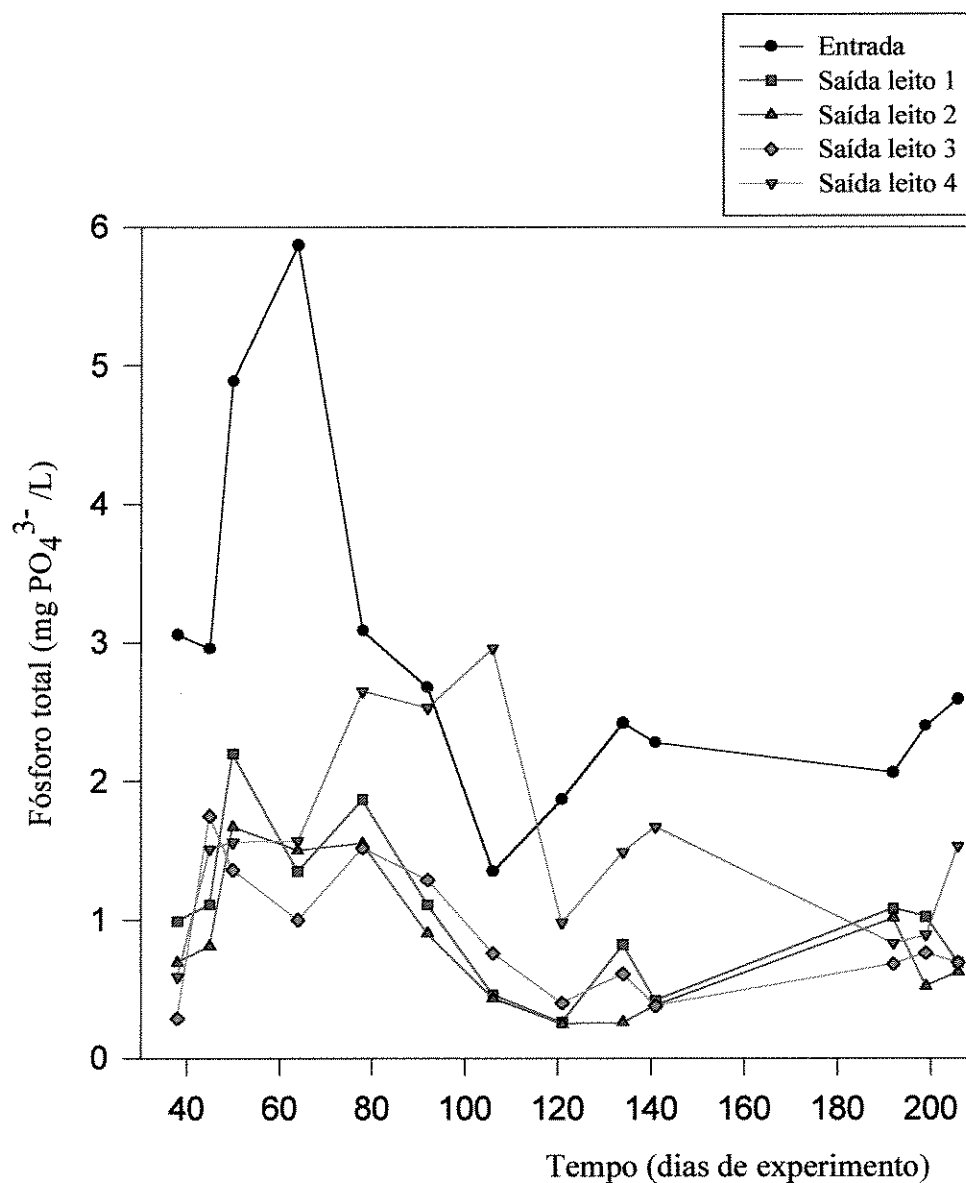


Figura 8 - Fósforo total como PO_4^{3-} na entrada e saída dos leitos.

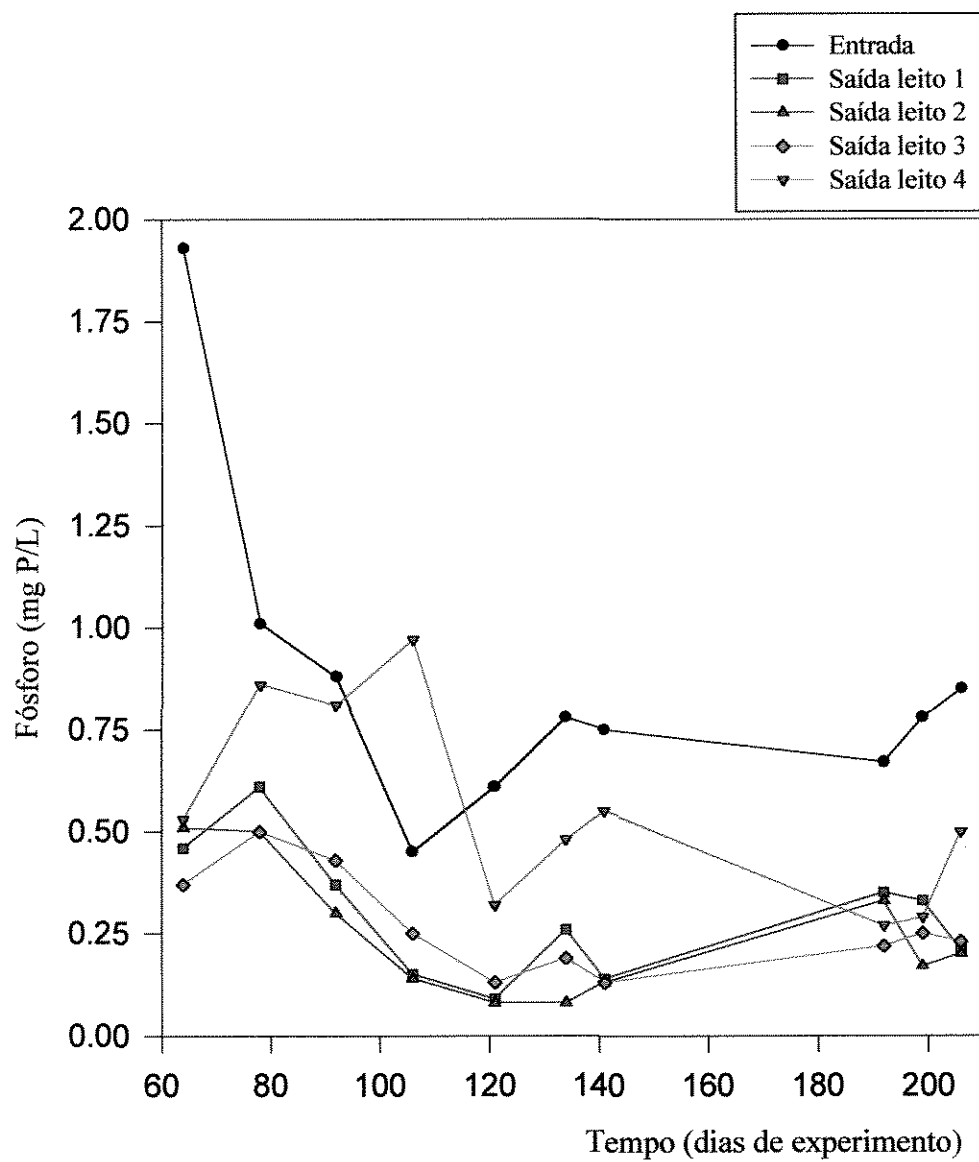


Figura 9 - Fósforo como P na entrada e saída dos leitos.

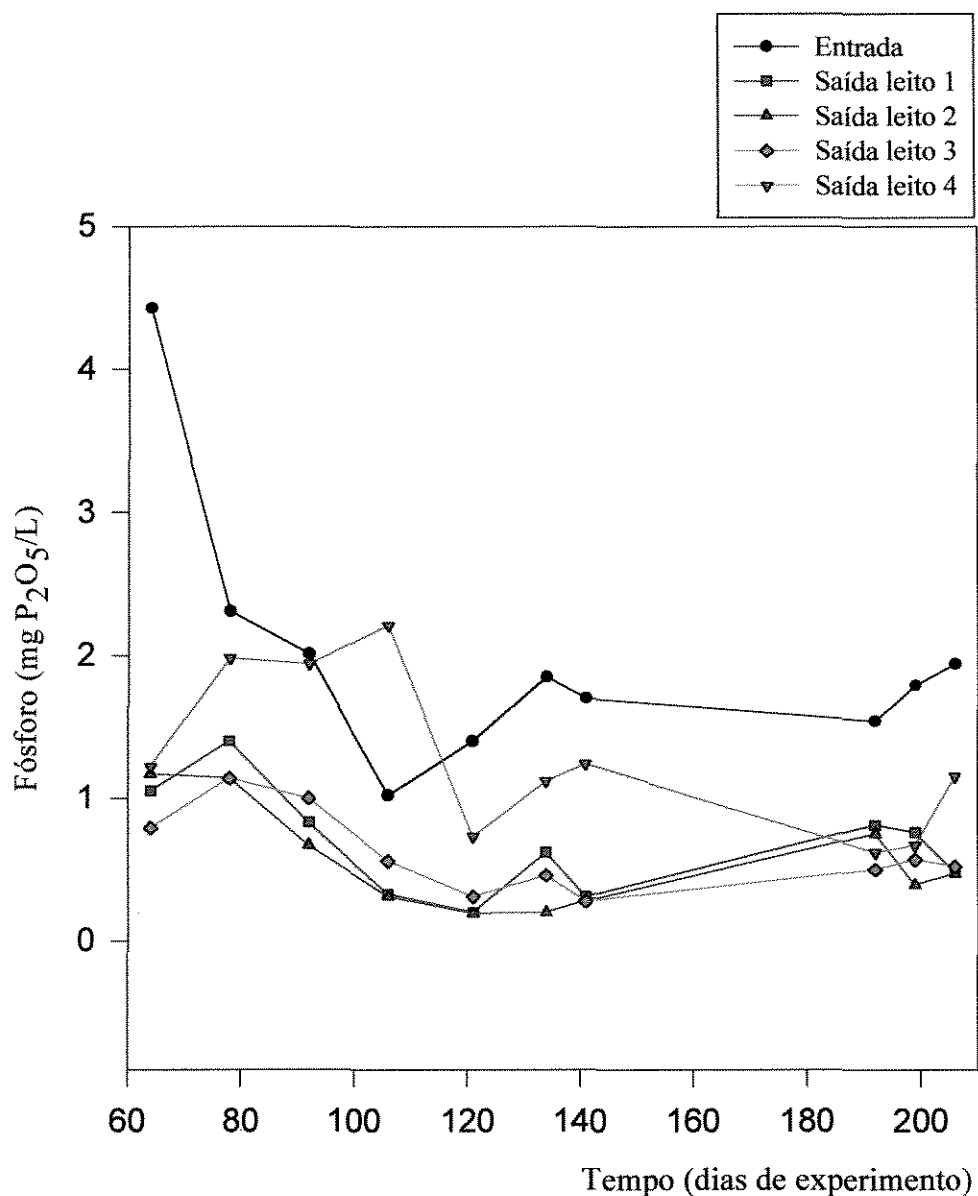


Figura 10 - Fósforo como P_2O_5 na entrada e saída dos leitos.

Os resultados de fósforo total como P e fósforo como P_2O_5 , apresentados nos gráficos das Figuras 9 e 10, foram obtidos a partir da mesma amostra digerida e analisada para fósforo total como íon PO_4^{3-} . Eles representam, respectivamente, a concentração do elemento fósforo equivalente à concentração de fosfato detectada, e a concentração de pentóxido de fósforo equivalente à concentração de fosfato detectada. Por isto, apresentam

as mesmas porcentagens de remoção que aquelas calculadas para o íon fosfato, forma de fósforo reativo solúvel majoritariamente presente nas águas residuárias.

A Tabela 18 mostra os intervalos de redução de fósforo total como íon fosfato obtidos em cada leito.

Tabela 18 - Porcentagens médias mensais de remoção de fósforo total como PO_4^{3-} .

Leito	Set/97 (%)	Out/97 (%)	Nov/97 (%)	Dez/97 (%)	Fev/98 (%)	Intervalo de redução
1	66,43	48,44	77,64	73,62	60,43	48,44 - 77,64
2	72,14	57,44	78,88	86,38	69,36	57,44 - 86,38
3	73,81	51,21	63,98	78,72	69,79	51,21 - 78,72
4	68,81	10,38	-22,36	32,77	54,04	-22,36 - 68,81

O leito 2, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte, cultivado com *Typha*, apresentou o melhor intervalo de desempenho, entre 57,44 e 86,38%. O segundo melhor intervalo de desempenho foi observado no leito 3, entre 51,21 e 78,72%. O leito 3 é diferenciado do leito 2 por ser cultivado com *Eleocharis fistulosa*. Portanto, a espécie cultivada pode ter influenciado o desempenho dos leitos contendo brita de 55-90 mm como meio suporte, uma vez que a acidificação destes dois leitos ocorreu de maneira concomitante, com valores muito próximos a cada ponto de amostragem (Figura 7). Os dois leitos apresentaram pH final de 6,95, favorecendo de maneira equivalente a ocorrência de adsorção do fosfato.

Dados divulgados por KADLEC e KNIGHT (1996) indicam que a concentração de fósforo em % de peso seco no tecido de *Typha* é igual a 0,28, e no tecido de *Eleocharis* é igual a 0,26, o que também pode ter influenciado o melhor desempenho do leito 2. Estes valores indicam que pode ter havido uma maior porcentagem de assimilação de fosfato pela *Typha*, cultivada no leito 2, em relação à *Eleocharis*, cultivada no leito 3 - este fosfato foi convertido a fósforo orgânico estrutural, sendo incorporado ao tecido da planta. Além disto,

a *Typha* se desenvolveu mais rapidamente em termos de lançamento de brotos, crescimento e espalhamento no leito, devido às características peculiares à sua espécie.

O leito 1, contendo brita de 90-135 mm, cultivado com *Typha*, apresentou o terceiro melhor intervalo de desempenho, entre 48,44 e 77,64%. Este resultado ficou muito próximo àquele do leito 3. Se por um lado o leito 1 era cultivado com *Typha* (tendo as vantagens acima citadas em relação à *Eleocharis*) e apresentou o menor pH final entre todos os leitos (6,70, favorecendo a adsorção de fosfato), por outro lado a área superficial do meio suporte do leito 1 era menor, o que equivale a dizer que a superfície de adsorção e de suporte e fixação de microorganismos deste leito era menor.

O leito 4, contendo brita de 55-90 mm, sem cultivo, apresentou o quarto intervalo de desempenho, conforme esperado, uma vez que neste leito não houve assimilação de fosfato por macrófitas. O intervalo de remoção de fósforo total como PO_4^{3-} , que no caso do leito 4 ficou entre -22 e 68,81%.

Para referenciar os dados obtidos, seguem alguns resultados de experimentos em que se determinou remoção de fósforo total. Sistemas com escoamento subsuperficial horizontal implantados em escala real na Europa apresentaram 31,7% e 30-40% de eficiências médias na remoção de fósforo total (Tabela 1). SOUZA e BERNARDES (1996) obtiveram uma eficiência média de remoção de fósforo total de 40% em um sistema em escala real contendo três leitos cultivados com *Typha*, operados em série, usados para tratamento secundário de esgoto doméstico. CONTE et al. (1992) obtiveram uma remoção de 50% de fósforo total em três leitos cultivados com espécies distintas, operados em série, implantados em escala real para tratamento secundário de esgoto doméstico. No mesmo experimento, CONTE et al. (1992) detectaram Fe nos leitos, originário de pedra britada usada como meio suporte. O Fe, detectado em concentração média de 0,32 ppm na entrada dos leitos, apresentou concentração média igual a 1,66 ppm na saída. JUWARKAR et al. (1995), testou leitos em escala piloto, contendo solo como meio suporte, cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca*. O sistema foi operado em escoamento subsuperficial vertical; os leitos cultivados apresentaram uma remoção de fosfato total no intervalo de 28 a 41%, enquanto o leito de controle apresentou uma remoção no intervalo de 12 a 17%.

Através da análise dos resultados obtidos, reconhece-se a efetividade destes leitos com escoamento subsuperficial no tratamento secundário de águas residuárias domésticas no que se refere à remoção de fósforo total como PO_4^{3-} ; e com base na discussão feita acima, destaca-se o desempenho do leito construído cultivado com *Typha*, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte.

3.5.4 - Nitrogênio.

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridos nos leitos são a amonificação (transformação biológica do nitrogênio orgânico a amônia), nitrificação (oxidação microbiológica da amônia a nitrato), desnitrificação (redução do nitrato ou nitrito), fixação biológica (redução de gás nitrogênio a amônia) e assimilação (conversão de íon amônio e nitrato a compostos orgânicos).

Em sistemas de alagados, a quantia total de nitrogênio presente na coluna d'água é calculada somando-se o valor do NTK (amônia e nitrogênio orgânico) às concentrações de nitrato e nitrito.

O gráfico da Figura 11 mostra que houve remoção de NTK nos três leitos cultivados com macrófitas durante o período de experimentação, e que cada leito se comportou de maneira peculiar ao longo do tempo - alguma similaridade pode ser verificada no comportamento dos leitos 1, 2 e 4, porém não há um padrão completamente definido. Aparentemente, o leito 3 apresentou o melhor desempenho entre todos na remoção de NTK. O leito 4, sem cultivo, apresentou um valor negativo de remoção de NTK na 4ª coleta (16,67 mg/L na entrada e 16,95 mg/L na saída), coincidente com o registro do maior valor de DQO de entrada obtido durante o período de experimentação (396 mg/L). Esta alta carga orgânica na alimentação pode ter diminuído a concentração de O.D. presente no leito 4 (esgotamento do oxigênio pela oxidação preferencial do carbono), limitando a ocorrência de nitrificação - o oxigênio consumido na nitrificação pode ser reciclado, se ocorre a desnitrificação. Por outro lado, nos outros leitos, todos cultivados, pode ter ocorrido transporte convectivo de O_2 a partir de macrófitas, com sua liberação nas regiões

circunvizinhas à rizosfera, favorecendo a ocorrência de nitrificação, além da assimilação de íon amônio pelas plantas.

A Tabela 19 mostra os intervalos de redução de NTK obtidos em cada leito.

Tabela 19 - Porcentagens médias mensais de remoção de nitrogênio como total Kjeldahl.

Leito	Set/97 (%)	Out/97 (%)	Nov/97 (%)	Dez/97 (%)	Fev/98 (%)	Intervalo de redução
1	85,76	55,18	24,26	23,32	70,49	23,32 - 85,76
2	80,99	44,16	30,46	35,84	82,84	30,46 - 82,84
3	75,03	78,33	86,34	28,80	91,76	28,80 - 91,76
4	76,73	17,71	3,56	35,06	91,42	3,56 - 91,42

O leito 3, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte, cultivado com *Eleocharis fistulosa*, apresentou o melhor intervalo de desempenho, entre 28,80 e 91,76 %. Portanto, a espécie cultivada pode ter influenciado o desempenho deste leito em relação ao leito 2, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte.

O segundo melhor intervalo de desempenho foi observado no leito 4, entre 3,56 e 91,42%. Este leito, sem cultivo, apresentou valor máximo de remoção extremamente alto, obtido como média mensal de fevereiro, por motivos prováveis já discutidos anteriormente, no item 3.5(c). O pH final deste leito, 7,23, pode ter favorecido a ocorrência de nitrificação aí em relação aos outros leitos, todos com pH abaixo de 7.

Os intervalos de desempenho dos leitos 1 e 2, cultivados com *Typha*, ficaram entre 23,32 e 85,76% e entre 30,46 - 82,84%, respectivamente. Entre estes dois leitos, esperava-se melhor desempenho do leito 2, por conter brita de 55-90 mm como meio suporte - a brita menor oferece uma maior área superficial para fixação de microorganismos dentro dos leitos, e com isto favorece a remoção de poluentes do resíduo líquido. Porém o leito 1 obteve o máximo valor de remoção entre eles, igual a 85,76%. Isto poderia ser explicado por diferenças na condutividade hidráulica dos leitos 1 e 2. De modo geral, a eficiência destes leitos na remoção de NTK, em relação aos leitos 3, pode ter sido reduzida por contribuição significativa de nitrogênio orgânico ocorrida por decaimento da biomassa

(ambos eram cultivados com *Typha*), transferência insuficiente de oxigênio para suportar nitrificação, esgotamento do oxigênio pela oxidação preferencial do carbono ou alcalinidade insuficiente para suportar nitrificação.

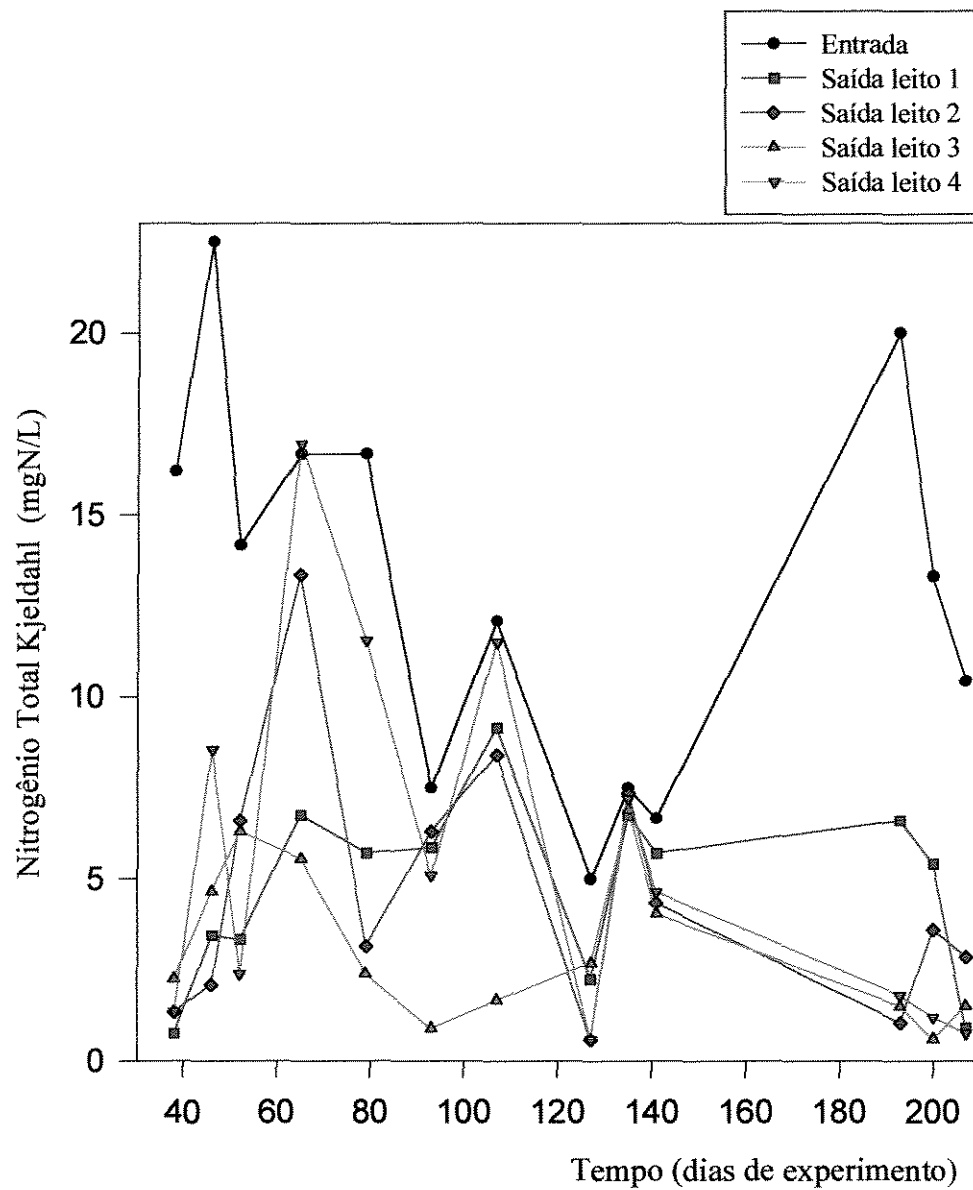


Figura 11 - NTK na entrada e saída dos leitos.

De modo geral, acredita-se que a remoção de NTK nos leitos cultivados se deu através da nitrificação de amônia dissolvida na água e daquela gerada por mineralização de compostos nitrogenados orgânicos dissolvidos no resíduo líquido. A nitrificação provavelmente ocorreu nos microambientes aeróbios existentes adjacentes às raízes das macrófitas. O meio suporte dos leitos, que normalmente contém uma alta concentração de compostos orgânicos - ambiente anóxico e anaeróbio - promoveu em seguida uma rápida redução do nitrato, através do processo de desnitrificação. Os gases então produzidos (N_2 e N_2O) foram liberados para a atmosfera. Outra explicação possível para a remoção de NTK é a assimilação preferencial de íon amônio pela vegetação dos leitos (o nitrato também é nutriente e pode ser assimilado), e pelas bactérias autótrofas aí presentes, com subsequente incorporação aos seus tecidos. Devido à alta taxa de crescimento da vegetação durante o experimento, é provável que este tenha sido um dos mecanismos de remoção de NTK nos leitos cultivados. Neste caso, após o desenvolvimento integral da vegetação nos leitos, a menos que parte da vegetação seja periodicamente removida, o nitrogênio proveniente de seus detritos podem ser reciclados às águas residuárias, reduzindo a efetividade da remoção. Por fim, o íon amônio pode ainda ter sido removido da solução através de troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e com o meio suporte.

A fim de referenciar os dados obtidos, seguem alguns resultados de experimentos em que se determinou remoção de NTK. SOUZA e BERNARDES (1996) obtiveram uma eficiência de 53,4% na remoção de NTK em um sistema de leitos cultivados com *Typha*, operados em série. ROSTON (1994) obteve um valor máximo de remoção média mensal de 75% de NTK em um leito cultivado com *Typha*, tendo brita como meio suporte. TROTTER et al. (1994) avaliou o desempenho de três células cultivadas com *Phragmites communis*, *Scirpus acutus* e várias espécies, respectivamente. O melhor desempenho na remoção de NTK, baseado em resultados médios, foi obtido pela célula cultivada com várias espécies (72,5%), seguida pela célula cultivada com *Phragmites* (53,2%), e por fim a célula cultivada com *Scirpus* (45,8%). Por fim, para efeito de informação, o padrão de lançamento de amônia total do CONAMA é de 5 mg/L, valor maior que a média dos resultados obtidos nos três leitos com vegetação, conforme mostra a Tabela 6 do Apêndice.

Através da análise dos resultados obtidos, reconhece-se a efetividade destes leitos com escoamento subsuperficial no tratamento secundário de águas residuárias domésticas no que se refere à remoção de NTK; e, com base na discussão feita acima, destaca-se o desempenho do leito construído cultivado com *Eleocharis fistulosa*, contendo brita de 55-90 mm como meio suporte.

3.5.6 - Sólidos suspensos.

Os leitos de escoamento subsuperficial são consistentemente efetivos na redução de elevadas concentrações de sólidos suspensos, através dos processos físicos encerrados na filtração em meio granular: sedimentação nos interstícios, filtração e adsorção a grânulos do meio suporte. As baixas velocidades do fluxo, somadas à presença de vegetação e da brita usada como meio suporte, promovem os processos acima descritos. Por outro lado, há geração de material particulado nos leitos cultivados: as partes submersas das macrófitas - raízes e rizomas - produzem fragmentos e detritos por decaimento e morte, o mesmo acontecendo com algas, fungos e bactérias.

O método usado para determinação de sólidos suspensos no experimento aqui discutido, descritos no capítulo Material e Métodos, não permite a elaboração de conclusões, uma vez que fornece resultados com alto desvio padrão, por não ser baseado em procedimentos gravimétricos. Este método, aqui empregado pela disponibilidade do equipamento requerido e facilidade de obtenção das leituras, é normalmente usados para avaliação de processos já implantados. Portanto, será feita somente uma análise geral das tendências observadas nos resultados apresentados no gráfico da Figura 12.

Através dos resultados mostrados no gráfico da Figura 12, nota-se que houve remoção de sólidos suspensos em todos os leitos em experimentação. Aparentemente, o melhor resultado de remoção de sólidos suspensos foi obtido no leito 2, cultivado com *Typha*, contendo brita de 55-90 mm. Dentre os leitos cultivados com *Typha*, este é o que apresentou o maior número de mudas por m² (8 mudas/m², conforme apresentado no item 2), o que pode ter favorecido o processo físico de filtração, principal responsável pela remoção de SS. O volume de raiz de *Eleocharis fistulosa* transplantado ao leito 3 foi muito

menor que aquele de *Typha* transplantado aos leitos 1 e 2, devido às características peculiares a cada espécie.

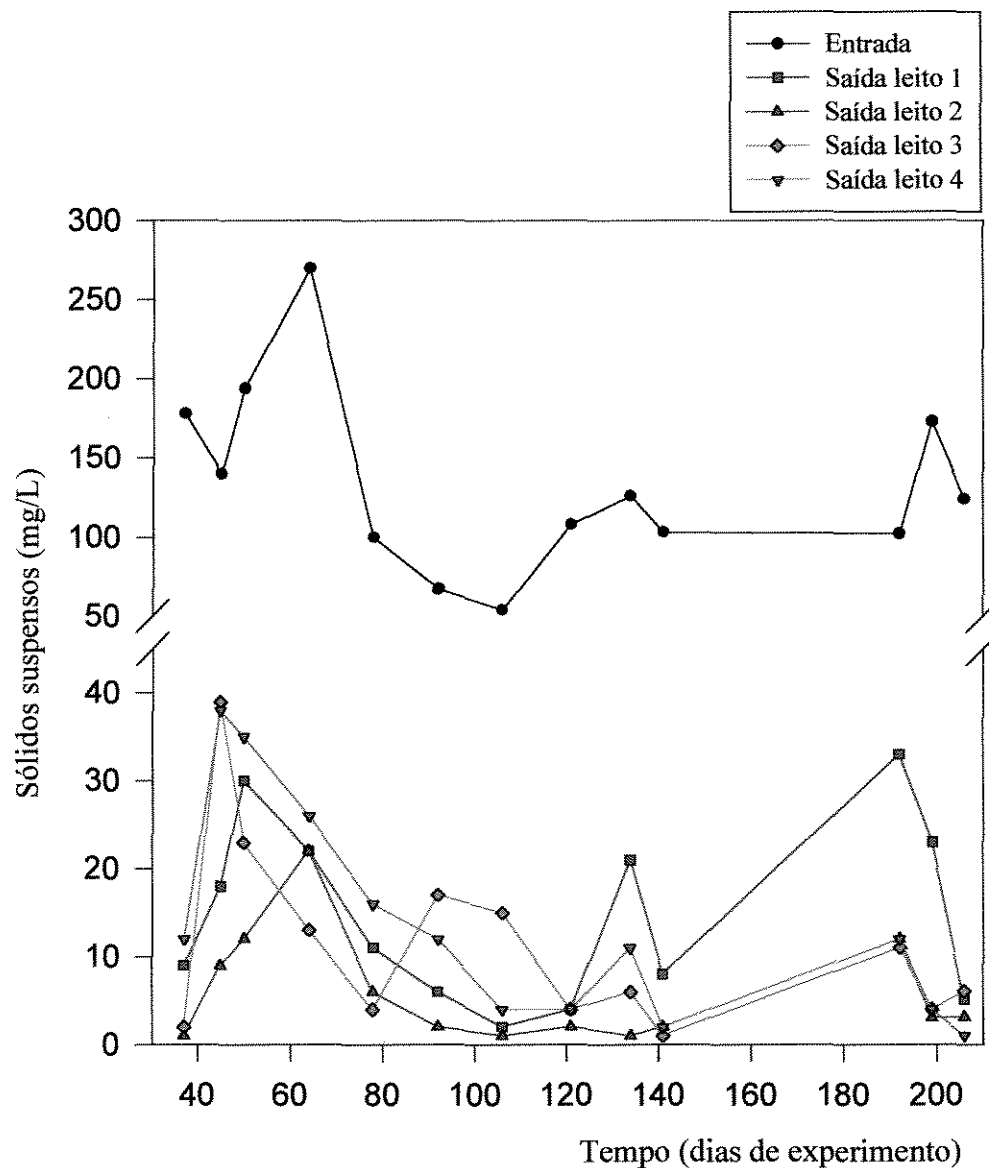


Figura 12 - Sólidos suspensos na entrada e saída dos leitos.

O leito 1, contendo brita de 90-135 mm, mostrou uma tendência a apresentar remoções de SS menores com o tempo, se comparados com aquelas apresentadas pelos leitos contendo brita de 55 a 90 mm como meio suporte. Isto pode ser devido à sua menor

capacidade de filtração do resíduo líquido, pois o maior diâmetro médio de seu meio granular permitiu menor restrição do fluxo no leito.

3.5.7 - Coliformes totais e fecais.

Os microorganismos patogênicos presentes nas águas residuárias são eliminados através de significativo decaimento natural e das condições ambientais desfavoráveis a que são expostos nos leitos construídos, através de adsorção e filtração pelo meio suporte, sedimentação e predação por microorganismos. Porém, a eficiência na remoção de bactérias nos alagados é uma função da população influente: ela é tipicamente alta quando a população influente o é, mas declina a eficiências negativas quando a população influente é mais baixa que as taxas de produção de bactérias *in situ*. No geral, as tecnologias naturais de tratamento reduzem mais efetivamente as populações de patogênicos quando operadas com tempos de residência maiores e de modo mais intensivo em termos de área.

As Tabelas 20 e 21 mostram que, de modo geral, não está havendo remoção de coliformes nos leitos, sejam eles cultivados ou não. Isto significa que pode estar havendo uma proliferação destes microorganismos nos leitos, ou que a população de bactérias influentes aos leitos, contida no resíduo líquido de alimentação, é mais baixa que as taxas de produção de bactérias *in situ*. O aumento do NMP de coliformes fecais e totais no efluente dos leitos pode ter refletido o predomínio de situações ambientais favoráveis a estes microorganismos, como proteção à radiação ultravioleta, pH em torno de 7, temperaturas próximas àquela do corpo humano - o tipo de construção dos leitos pode ter provocado uma manutenção de temperaturas elevadas dentro dos leitos, favorecendo a proliferação dos coliformes fecais e totais.

CONTE et al. (1992) obteve resultado similar àquele do experimento aqui descrito - aumento de NMP de coliformes totais e fecais - usando um sistema de alagados contruídos para tratamento secundário de esgoto doméstico, implantado em escala real no Brasil. Esta proliferação de coliformes se deu no último dos três leitos operados em série, porém o pequeno número de amostras analisadas impossibilitou fazer conclusões a respeito destes resultados. Os autores acreditam que a alteração no posicionamento das plantas nos leitos

seria benéfico para o sistema, uma vez que o *Juncus sellovianus* atuou positivamente na remoção de coliformes - o primeiro leito estava cultivado com *Typha latifolia*, o segundo com *Juncus sellovianus* e o terceiro com *Hedychium coronarium*.

Tabela 20 - Resultados das análises de coliformes totais (NMP/100 mL).

Data	Amostra cj. n°	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
16/dez/97	10	7270	17329	8664	12033	>24192
05/fev/98	11	9060	198630	>241920	38730	57940
12/fev/98	12	100	—	2300	19560	29090
19/fev/98	13	>241920	241920	8330	24890	>241920
Período de 66 dias	Valores médios:	64588	152626	65303	23803	88286

Observação:

- todas as amostras foram diluídas (1 mL amostra e 99 mL água).

Tabela 21 - Resultados das análises de coliformes fecais (NMP/100 mL).

Data	Amostra cj. n°	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
16/dez/97	10	10	20	0	0	62
05/fev/98	11	0	310	0	2310	100
12/fev/98	12	0	0	0	0	0
19/fev/98	13	0	100	980	0	0
Período de 66 dias	Valores médios:	2,5	107,5	245	577,5	40,5

Observação:

- todas as amostras foram diluídas (1 mL amostra e 99 mL água).

O limitado conjunto de resultados disponíveis no momento, referentes a estes parâmetros, impedem que conclusões definitivas a este respeito sejam traçadas. Aumentos no tempo de detenção hidráulica nos leitos, e diminuição das taxas de resíduos a eles

aplicadas podem ser uma solução para esta questão. O cultivo de outra espécie no leito, conforme sugerido acima, pode também favorecer a remoção de coliformes totais e fecais nos leitos.

VI - CONCLUSÕES

Inúmeros estudos envolvendo leitos construídos operados em escoamento subsuperficial, feitos na presença e ausência de macrófitas, levaram à conclusão, quase que invariável, de que o melhor desempenho no tratamento secundário de águas residuárias é obtida na presença das plantas. Os resultados deste experimento confirmam esta conclusão. De modo geral, o desempenho dos leitos cultivados na remoção de nutrientes e redução de DQO foi satisfatório devido a algumas condições existentes no experimento aqui descrito, a saber:

- o resíduo líquido passou por tratamento primário (gradeamento e lagoa primária);
- a superfície de infiltração nos leitos era totalmente horizontal;
- o meio suporte usado tinha boa capacidade de percolação;
- as espécies cultivadas apresentaram bom desenvolvimento durante o período de experimentação.

Os melhores desempenhos na redução de DQO e remoção de NTK e fósforo total como PO_4^{3-} obtidos neste experimento, considerando os parâmetros médios de operação usados, foram aqueles apresentados pelos leitos cultivados contendo brita de 55-90 mm como meio suporte. Porém, devido à grande dispersão dos dados obtidos, e ao fato de que o período de amostragem reflete condições evolutivas das macrófitas emergentes e das populações microbianas heterotróficas, não é possível obter uma conclusão com bases estatísticas a respeito da espécie que, de modo geral, apresentou o melhor desempenho. Contudo, os gráficos das Figuras 6 a 12 tendem, em maior ou menor grau, a uma assíntota, indicativo da aclimação dos leitos e da tendência de estabilização dos mesmos. Os resultados aqui apresentados, portanto, devem ser considerados como informativos acerca do desempenho dos leitos na sua concepção, ao invés de medidas de seu desempenho médio após estabelecimento das plantas. Além disto, restrições impostas pelo relativamente pequeno conjunto de dados obtidos no caso das análises de coliformes totais e fecais - durante o curto período de monitoramento destes parâmetros - somadas ao alto grau de variabilidade destes dados, limitam os intervalos de confiança das conclusões quanto à remoção de coliformes totais e fecais baseadas nestas análises. Reconhece-se a necessidade

de continuidade dos testes, com possíveis variações nos parâmetros de operação e montagem dos leitos, a fim de definir o comportamento dos leitos em relação à remoção de coliformes totais e fecais. Por fim, ressalta-se que todas estes desempenhos foram atingidos sob condições relativamente bem controladas na planta piloto, e que um projeto em escala real iria requerer um regime de operação mais conservativo.

A partir deste trabalho pretendeu-se contribuir para a difusão desta tecnologia no Brasil, e incentivar a implantação de tratamentos simplificados de águas residuárias como alternativa para a escassez de recursos a serem aplicados em saneamento básico, em especial no caso de pequenas comunidades e áreas rurais. Pretendeu-se, além disto, estimular debates a respeito da aplicação deste tipo de sistema de tratamento - primariamente uma tecnologia com poucas exigências em termos de manutenção e operação. O conhecimento do funcionamento e operação de sistemas de escoamento subsuperficial no tratamento secundário de águas residuárias domésticas aqui adquirido serão divulgados através de publicação científica.

Por fim, sugere-se os seguintes estudos, a serem desenvolvidos aproveitando-se a infra-estrutura instalada no CPQBA:

1. evolução do tratamento nos leitos a partir de variações no tempo de residência e na taxa de aplicação do resíduo líquido, em especial visando a remoção de bactérias dos grupos coliformes totais e fecais (com coletas de amostra nas laterais e na saída dos leitos);
2. desempenho de leitos cultivados com outras espécies de macrófitas, ou com mais de uma espécie, a fim de definir quais espécies em conjunto favorecem as associações de microorganismos mais variadas, e uma remoção/redução de poluentes mais consistente;
3. desempenho de cada leito por longo termo (1 a 3 anos), especialmente no que diz respeito às variações na condutividade hidráulica;
4. adaptação das espécies nos leitos, com enfoque na produção de biomassa como função da carga hidráulica aplicada e da taxa de aplicação de nutrientes;
5. variação das estratégias operacionais (variação do nível de líquido nos leitos e do meio suporte, poda de plantas), como meio de melhorar as taxas de nitrificação ou desnitrificação;

6. determinação das associações de microorganismos existentes, seus tipos e proporções em relação às espécies cultivadas;
7. balanço hídrico completo dos leitos, incluindo fluxo de entrada e saída, infiltração, precipitação e evapotranspiração;
8. aproveitamento do efluente dos leitos para irrigação de culturas.

VII - BIBLIOGRAFIA

ALLEN, H.H. et al. Considerations and techniques for vegetation establishment in constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1, 1988, Chattanooga, TN. **Proceedings...** v. III, n.33, 1988. p.405-415.

APHA; AWWA & WPCF **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association, 18ª edição, 1992.

APHA; AWWA & WPCF **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association, 19ª edição, 1995.

BASSOI, L.H. e ASSIS, J.S. Considerações sobre a utilização dos métodos do perfil auxiliado pelo processamento de imagens digitais e do monolito na análise da distribuição de raízes no solo. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 1, 1996, São Carlos, SP. **Anais...**1997. p.109-114.

BERTELS, A. Ciperáceas e Juncáceas nos arrozais. In: Congresso da Sociedade Botânica do Brasil, 15, 1964, Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre:Universidade Federal de Porto Alegre, 1967. p. 251-254.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rizhosphere of wetland plants - the root zone method. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 19 (1/2), p. 107-118, 1987.

BRIX, H. Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1993. p.391-398.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1993. p.2-22.

CARVALHO, S.G. et al Aspectos geológicos e litoquímicos dos sills Borda da Mata e Limeira Cosmópolis (SP): resultados preliminares. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 35, 1988, Belém - PA. **Anais...** Belém,1988. v.3, p.1281-1292.

CHAMBERS, J.M., McCOMB, A.J.. Establishing wetland plants in artificial systems.

Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ, v. 29, n. 4, p. 79-84, 1994.

CRESTANA, S. et al **Instrumentação Agropecuária - Contribuições no Limiar do Novo Século** EMBRAPA, Brasília, p. 128-136, 1996.

COOPER, P.F. The use of reed bed systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1993. p.203-217.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY **Constructed wetlands for wastewater treatment and wildlife habitat - 17 case studies**.

GUNTENSPERGEN, G.R. et al. Wetland vegetation, Chattanooga-Tennessee-USA, **First International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**, vol.I, n° 5, pp.73-88, junho/1988.

HABERL et al. Constructed wetlands in Europe. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 32, n.3, p.305-315, 1995.

HACH Company **Manual de procedimentos do espectrofotômetro DR/2010.** USA, 1996.

HAMMER, D.A. **Creating freshwater wetlands.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1997.
Cap.1: Marshes, Bogs, Swamps, Sloughs, Fens, Tules, and Bayons. p.1-22. Cap.3: Three Important Components: Water, Soil, and Vegetation. Cap.5: Wetlands: Functions and Values. p.89-124. Appendix B: Common and scientific names. p.335-362.

HEGEMANN, W. Natural wastewater treatment systems in Germany - Constructed wetlands and lagoons. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte. MG. **Anais...** 1996. p. 81-105.

HOEHNE, F.C. **Plantas Aquáticas.** São Paulo: Instituto de Botânica, Secretaria da Agricultura, 1955. p.3-8, p.41, p.78.

IDEXX Laboratories, Inc. **Manual de instruções para análises de coliforme total e fecal utilizando Colilert.** F.E. Division, Brasil.

JOLY, A.B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal.** São Paulo: Ed. Nacional, 1979. p.715-720.

JORGE, L A C **Recomendações Práticas para Aquisição de Imagens Digitais Analisadas através do SIARCS** EMBRAPA, Instrumentação Agropecuária, circular técnica n1, dezembro/1996.

JORGE, L A C e CRESTANA, S **Recomendações Práticas para Utilização do SIARCS na Análise de Imagens de Raízes, de Cobertura Vegetal, de Folhas e de Outras Aplicações** EMBRAPA, Instrumentação Agropecuária, circular técnica n4, dezembro/1996.

JUWARKAR, A S. et al Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. **Water Science and Technology**, IAWQ, v.32, n.3, p.291-294, 1995.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. Cap.1: Introduction to Wetlands for Treatment, p.3-18; Cap.3: Natural Systems for Treatment, p.31-43.

MANFRINATO, E.S.; FILHO, E.S.; SALATI, E. Water supply system utilizing the edaphic-phytodepuration technique. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1993. p.331-340.

MANSOR, M.T.C. et al Análise das condições básicas de saneamento rural através de censo. In: CONGRESSO ARGENTINO E INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA RURAL, 4, 2, 1996, Neuquen, Argentina. **Anais...** v. II, 1996. p. 894-899.

MANSOR, M.T.C., ROSTON, D.M. Uso de sistemas de alagados no tratamento de resíduos líquidos. (I) Caracterização das águas residuárias do Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas - UNICAMP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1997. p.

METCALF e EDDY, **Wastewater engineering - treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw Hill Inc, 3ª edição, 1991.

HACH **Manual de operação do Espectrofotômetro DR2010**. 1996.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil - terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa: Edição do Autor, 1982. p. 154-155, p. 388.

MITCHELL, D.S. et al. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 32, n. 3, p. 365-373-29, 1995.

NOUR, E.A.A. **Procedimentos de análises físico-químicas e exames microbiológicos para águas de abastecimento e residuárias**. Campinas: Depto. Hidráulica e Saneamento/FEC-UNICAMP, 3ª edição, 1996. p.

PECKOLT, W. A tabôa (*Typha*) e suas utilidades. **Cha. e Qui.**, Brasil, v. 6, p.338-340, Setembro 1942.

PEIXOTO, A.M., MORAES, C.L. Contribuição ao estudo da composição química e digestibilidade da tabua, *Typha dominguensis* KUNTH. **Revista de Agricultura**, Piracicaba, USP, v. 38, n. 1, p. 119-127, Março 1963.

ROSTON, D.M. Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 23, 1994, Campinas, SP. **Anais...** Campinas, 1994. n.94-7-210.

SORRELL, B.K. e ARMSTRONG, W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. **Journal of Ecology**, v.82, p.177-183, 1994.

SOUZA, L.E.L. & BERNARDES, R.S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados. In: SIMPÓSIO ITALO-BRASILIANO DE INGENIERÍA SANITARIA-AMBIENTALE, 3, 1996, Gramado, RS. **Anais...** 1996, v. I, n.9.

TROTTER, E.A., THOMSON, B., COLEMAN, R. **Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station.** Las Cruces:

New Mexico Water Resources Research Institute, WRI Report No. 287, 1994.
52 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Cincinnati, OH.
EPA/625/1-88/022: Design manual on constructed wetlands and aquatic plant
systems for municipal wastewater treatment. CERL, Cincinnati, OH, 1988. p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Tendências no tratamento simplificado
de águas residuárias. Tópicos de relevância. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL
TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte, M.G..
Anais... 1996. p.1-11.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.**
Belo Horizonte: Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2ª ed., 1996a.
V.1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, 243 p..

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.**
Belo Horizonte: Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2ª ed., 1996b.
V.3: Lagoas de estabilização, 134 p..

WETZEL, R.G. Constructed wetlands: scientific foundations are critical. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p.3-7.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 32, n.3, p.21-29, 1995.

ZULLO JÚNIOR, J. **Centro de Ensino e Pesquisas em Agricultura - Dados Meteorológicos Diários**. Disponível na Internet. <http://orion.cpa.unicamp.br>. 2 dez. 1997., 2 jan. 1998, 3 fev. 1988, 1 mar. 1998.

APÊNDICE

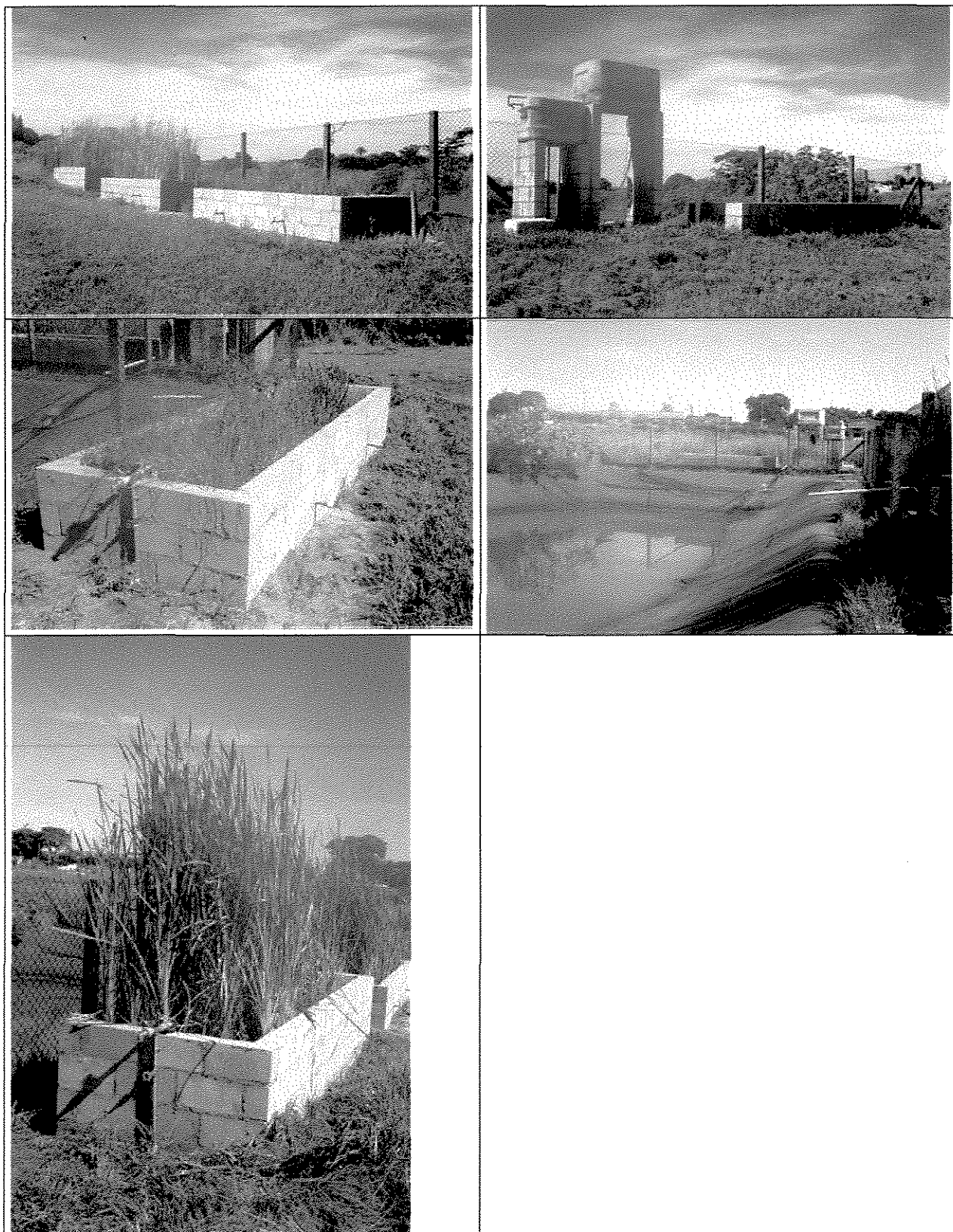


Figura 1 - Documentação fotográfica da planta piloto; 08/mai/98.

Memória de cálculo dos valores apresentados na Tabela 9, capítulo IV.

$$\frac{1KgDQO}{ha.dia} \times \frac{1ha}{10^4 m^2} \times \frac{10^6 mg}{1Kg} = \frac{100mgDQO}{m^2.dia}$$

$Taxa_{min}$:

$$\frac{112,5KgDQO}{ha.dia} = \frac{11250mgDQO}{m^2.dia}$$

$Taxa_{max}$:

$$\frac{225KgDQO}{ha.dia} = \frac{22500mgDQO}{m^2.dia}$$

Vazão de operação nos leitos.

$$V_{min} = \frac{11250mgDQO}{m^2.dia} \times \frac{1L}{178mgDQO} \times \frac{4,24m^2}{1leito} \times \frac{1dia}{24h} = \frac{11,2L}{h.leito}$$

$$V_{max} = \frac{22500mgDQO}{m^2.dia} \times \frac{1L}{178mgDQO} \times \frac{4,24m^2}{1leito} \times \frac{1dia}{24h} = \frac{22,3L}{h.leito}$$

Tempo médio de detenção do resíduo líquido nos leitos.

$$T_{min} = \frac{h.leito}{22,3L} \times \frac{727,2L}{leito} = 32,6h$$

$$T_{max} = \frac{h.leito}{11,2} \times \frac{727,2L}{leito} = 64,9h$$

Memória de cálculo dos valores apresentados nas Tabelas 2, capítulo III, e 10, capítulo IV.

Vazão de operação nos leitos.

$$V_{\min} = \frac{11250 \text{mgDQO}}{\text{m}^2 \cdot \text{dia}} \times \frac{1 \text{L}}{273,25 \text{mgDQO}} \times \frac{4,24 \text{m}^2}{1 \text{leito}} \times \frac{1 \text{dia}}{24 \text{h}} = 7,3 \frac{\text{L}}{\text{h.leito}}$$

$$V_{\max} = \frac{22500 \text{mgDQO}}{\text{m}^2 \cdot \text{dia}} \times \frac{1 \text{L}}{273,25 \text{mgDQO}} \times \frac{4,24 \text{m}^2}{1 \text{leito}} \times \frac{1 \text{dia}}{24 \text{h}} = 14,5 \frac{\text{L}}{\text{h.leito}}$$

Tempo médio de detenção do resíduo líquido nos leitos.

$$T_{\min} = \frac{727,2 \text{L}}{\text{leito}} \times \frac{\text{h.leito}}{14,5} = 50,2 \text{h}$$

$$T_{\max} = \frac{727,2 \text{L}}{\text{leito}} \times \frac{\text{h.leito}}{7,3} = 99,6 \text{h}$$

Área específica de tratamento nos leitos.

$$A_{\min} = 4,24 \text{m}^2 \times \frac{1 \text{ha}}{10.000 \text{m}^2} \times \frac{1 \text{d}}{348,0 \text{L}} \times \frac{1000 \text{L}}{1 \text{m}^3} = 0,0012 \frac{\text{ha.d}}{\text{m}^3}$$

$$A_{\max} = 4,24 \text{m}^2 \times \frac{1 \text{ha}}{10.000 \text{m}^2} \times \frac{1 \text{d}}{175,2 \text{L}} \times \frac{1000 \text{L}}{1 \text{m}^3} = 0,0024 \frac{\text{ha.d}}{\text{m}^3}$$

Carga hidráulica nos leitos.

$$H_{\min} = \frac{175,2 \text{L}}{\text{d}} \times \frac{1000 \text{cm}^3}{1 \text{L}} \times \frac{1 \text{leito}}{4,24 \text{m}^2} \times \frac{1 \text{m}^2}{10.000 \text{cm}^2} = 4,1 \frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^2 \cdot \text{d}}$$

$$H_{\max} = \frac{348,0 \text{L}}{\text{d}} \times \frac{1000 \text{cm}^3}{1 \text{L}} \times \frac{1 \text{leito}}{4,24 \text{m}^2} \times \frac{1 \text{m}^2}{10.000 \text{cm}^2} = 8,2 \frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^2 \cdot \text{d}}$$

Memória de cálculo da taxa média de aplicação de resíduo líquido nos leitos, apresentada no capítulo V, item 3.4.

$$V_{medio} = 200 \frac{mL}{\text{min.leito}} = 12 \frac{L}{h.leito}$$

$$DQO_{medio} = 210 \frac{mgO_2}{L}$$

$$A_{medio} = 4,24 \frac{m^2}{leito}$$

$$T_{medio} = 727,4 \frac{L}{leito} \times \frac{1}{288} \frac{dia}{L} = 2,5 dias$$

$$Taxa_{media} = 210 \frac{mgO_2}{L} \times 24 \frac{h}{dia} \times \frac{1}{4,24 leito} \times 12 \frac{L}{h.leito} = 14.264,15 \frac{mgDQO}{m^2.dia}$$

$$Taxa_{media} = 142,6 \frac{KgDQO}{ha.dia}$$

$$C.org_{media} = 210 \frac{mgO_2}{L} \times 12 \frac{L}{h.leito} \times 24 \frac{h}{dia} = 60.480 \frac{mgDQO}{dia}$$

$$C.org_{media} = 60,5 \frac{gDQO}{dia}$$

Tabela 1 - Resultados das análises de DQO (mgO₂/L).

Data	Amostra cj. n°	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
03/set/97	1	(73x3) 219	32	20	20	34
11/set/97	2	(101x2) 202	77	67	100	100
16/set/97	3	(138x2) 276	82	60	100	(38x2) 76
30/set/97	4	(132x3) 396	103	93	89	93
14/out/97	5	202	69	65	63	72
28/out/97	6	(66x2) 132	42	27	55	59
11/nov/97	7	134	39	32	71	49
26/nov/97	8	180	24	36	34	45
09/dez/97	9	(115x2) 230	76	30	55	66
16/dez/97	10	164	48	38	41	51
05/fev/98	11	174	84	96	77	62
12/fev/98	12	262	88	62	47	58
19/fev/98	13	(80x2) 160	34	26	32	35
Período de 170 dias	Valores médios:	210	61	50	60	62

OBS: Método de digestão com dicromato de potássio e determinação colorimétrica - detecção: 0 a 150 mgO₂/L; desvio padrão: ±2,7 mgO₂/L.

Tabela 2 - Resultados das análises de pH.

Data	Amostra cj. n°	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
03/set/97	1	9,18	8,08	8,29	8,71	9,38
18/set/97*	3	7,58	7,57	7,69	7,98	8,08
30/set/97	4	8,28	7,11	7,03	7,24	7,52
14/out/97	5	9,38	7,20	7,25	7,49	7,63
28/out/97	6	9,19	7,09	7,27	7,33	7,43
11/nov/97	7	9,74	7,53	7,85	8,10	8,13
26/nov/97	8	9,87	6,95	7,00	7,09	8,06
09/dez/97	9	9,38	6,77	7,02	6,99	7,54
16/dez/97	10	8,62	7,29	7,06	7,03	7,82
05/fev/98	11	7,91	6,96	7,42	7,05	7,45
12/fev/98	12	8,84	6,86	7,36	7,13	7,46
19/fev/98	13	8,24	6,70	6,95	6,95	7,23
Período de 170 dias	Valores médios:	8,85	7,18	7,35	7,42	7,81

* valores obtidos 6 horas após a coleta; não considerado no cálculo de valores médios e não apresentado nos gráficos.

OBS: Valores medidos com pHmetro comercial.

Tabela 3 - Resultados das análises de fósforo total como PO_4^{3-} (mg PO_4^{3-} /L).

Data	Amostra cj. n°	B	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
04/set/97	1	0,10	3,06	0,99	0,69	0,29	0,59
11/set/97	2	0,09	2,96	1,11	0,81	1,75	1,51
			(2,52x2)				
16/set/97	3	0,15	4,89	2,20	1,67	1,36	1,56
			(3,08x2)				
30/set/97	4	0,29	5,87	1,35	1,50	1,00	1,57
			(1,59x2)				
14/out/97	5	0,09	3,09	1,87	1,55	1,52	2,65
			(1,44x2)				
28/out/97	6	0,20	2,68	1,11	0,90	1,29	2,53
			(0,75x2)				
11/nov/97	7	0,15	1,35	0,46	0,43	0,76	2,96
26/nov/97	8	0,10	1,87	0,26	0,25	0,40	0,98
09/dez/97	9	0,14	2,42	0,82	0,26	0,61	1,49
16/dez/97	10	0,13	2,28	0,42	0,38	0,38	1,67
05/fev/98	11	0,52	2,06	1,08	1,01	0,68	0,83
12/fev/98	12	0,48	2,40	1,02	0,52	0,76	0,89
19/fev/98	13	0,19	2,59	0,69	0,62	0,69	1,53
Período de 170 dias	Valores médios:	—	2,89	1,03	0,82	0,88	1,60

Observações:

- resultado tabelado = (valor lido no DR/2010) - B;
- método do reagente Phosver 3 com digestão em persulfato ácido;
- detecção: 0 a 3,5 mg PO_4^{3-} /L; desvio padrão: $\pm 0,09 \text{ PO}_4^{3-}$ /L.

Tabela 4 - Resultados das análises de fósforo como P (mgP/L).

Data	Amostra cj. n°	B	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
30/set/97	4	0,09	(1,01x2) 1,93	0,46	0,51	0,37	0,53
14/out/97	5	0,03	(0,52x2) 1,01	0,61	0,50	0,50	0,86
28/out/97	6	0,06	(0,47x2) 0,88	0,37	0,30	0,43	0,81
11/nov/97	7	0,05	(0,25x2) 0,45	0,15	0,14	0,25	0,97
26/nov/97	8	0,03	0,61	0,09	0,08	0,13	0,32
09/dez/97	9	0,05	0,78	0,26	0,08	0,19	0,48
16/dez/97	10	0,04	0,75	0,14	0,13	0,13	0,55
05/fev/98	11	0,17	0,67	0,35	0,33	0,22	0,27
12/fev/98	12	0,16	0,78	0,33	0,17	0,25	0,29
19/fev/98	13	0,06	0,85	0,21	0,20	0,23	0,50
Período de 143 dias	Valores médios:	—	0,87	0,30	0,24	0,27	0,56

Observações:

- resultado tabelado = (valor lido no DR/2010) - B;

- método do reagente Phosver 3 com digestão em persulfato ácido - faixa de detecção de 0 a 3,5 mg P/L.

Tabela 5 - Resultados das análises de fósforo como P_2O_5 (mg P_2O_5 /L).

Data	Amostra cj. nº	B	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
			(2,32x2)				
30/set/97	4	0,21	4,43	1,05	1,17	0,79	1,22
			(1,19x2)				
14/out/97	5	0,07	2,31	1,40	1,14	1,14	1,98
			(1,08x2)				
28/out/97	6	0,15	2,01	0,83	0,67	1,00	1,94
			(0,57x2)				
11/nov/97	7	0,12	1,02	0,33	0,31	0,56	2,21
26/nov/97	8	0,07	1,40	0,20	0,19	0,31	0,73
09/dez/97	9	0,10	1,85	0,62	0,20	0,46	1,12
16/dez/97	10	0,10	1,70	0,31	0,28	0,28	1,24
05/fev/98	11	0,39	1,54	0,81	0,75	0,50	0,62
12/fev/98	12	0,36	1,79	0,76	0,39	0,57	0,67
19/fev/98	13	0,14	1,94	0,48	0,47	0,52	1,15
Período de 143 dias	Valores médios:	—	2,00	0,68	0,56	0,61	1,26

Observações:

- resultado tabelado = (valor lido no DR/2010) - B;

- método do reagente Phosver 3 com digestão em persulfato ácido - faixa de detecção de 0 a 3,5 mg P_2O_5 /L.

Tabela 6 - Resultados das análises de nitrogênio como total Kjeldahl (mgN/L).

Data	Amostra cj. n°	entrada leitos	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
04/set/97	1	(a=108) 16,2	(a=5) 0,75	(a=9) 1,35	(a=15) 2,25	(a=9) 1,35
12/set/97	2	(a>150) >22,50	(a=23) 3,45	(a=14) 2,10	(a=31) 4,65	(a=57) 8,55
18/set/97	3	(a=34) *14,17	(a=8) *3,33	(a=44) 6,60	(a=42) 6,30	(a=16) 2,40
01/out/97	4	(a=40) *16,67	(a=45) 6,75	(a=89) 13,35	(a=37) 5,55	(a=113) 16,95
15/out/97	5	(a=40) *16,67	(a=38) 5,7	(a=21) 3,15	(a=16) 2,4	(a=77) 11,55
29/out/97	6	(a=18) 7,5	(a=39) 5,85	(a=42) 6,3	(a=6) 0,9	(a=34) 5,1
13/nov/97	7	(a=29) 12,08	(a=61) 9,15	(a=56) 8,4	(a=11) 1,65	(a=77) 11,55
02/dez/97	8	(a=12) 5	(a=15) 2,25	<0.6	2,7	0,6
10/dez/97	9	(a=18) 7,5	(a=45) 6,75	(a=49) 7,35	(a=46) 6,9	(a=48) **7,20
16/dez/97	10	(a=16) 6,66	(a=38) 5,7	(a=29) 4,35	(a=27) 4,05	(a=31) 4,65
06/fev/98	11	20	6,6	1,05	1,5	1,8
13/fev/98	12	(a=32) 13,3	(a=36) 5,4	(a=24) 3,6	(a=4) 0,6	(a=8) 1,2
20/fev/98	13	(a=25) 10,42	(a=6) 0,9	(a=19) 2,85	(a=10) 1,5	(a=5) 0,75
Período de 170 dias	Valores médios:	12,97	4,81	4,70	3,15	5,67

Observações:

- concentração 0,3 a 20 ppm → digestão de 50 mL e valor tabelado = $(75xa)/(50 \times 10)$;
- valores marcados com (*): concentração 1,0 a 60 ppm → digestão de 30 mL e valor tabelado = $(75xa)/(30 \times 6)$;
- valor marcado com (**): coleta feita em amostrador lateral do leito;
- método de Nessler, detecção: 0 a 150 mgN/L, desvio padrão: $\pm 0,8$ mgN/L.

Tabela 7 - Resultados das análises de sólidos suspensos (mg/L).

Data	Amostra cj. nº	entrada leitões	saída leito 1	saída leito 2	saída leito 3	saída leito 4
03/set/97	1	178	9	1	2	12
11/set/97	2	140	18	9	39	38
16/set/97	3	194	30	12	23	35
30/set/97	4	270	22	22	13	26
14/out/97	5	100	11	6	4	16
28/out/97	6	67	6	2	17	12
11/nov/97	7	54	2	1	15	4
26/nov/97	8	108	4	2	4	4
09/dez/97	9	126	21	1	6	11
16/dez/97	10	103	8	2	1	2
05/fev/98	11	102	33	12	11	12
12/fev/98	12	173	23	3	4	4
19/fev/98	13	124	5	3	6	1
Período de 170 dias	Valores médios:	134	15	6	11	14

Observações:

- método Fotométrico;
- faixa de detecção de 0 a 750 mg/L.

ANEXOS

Composição química média da brita usada como substrato.

A brita usada como material de suporte nos leitos é proveniente de uma pedreira localizada em Paulínia - S.P..

CARVALHO et al (1988) fez um levantamento dos aspectos geológicos e litoquímicos de corpos intrusivos da Bacia do Paraná - que ocorrem sobre a forma de “sills” - e em especial do “sill” Limeira - Cosmópolis, que inclui a pedreira em questão.

Os resultados preliminares das composições químicas médias representativas dos diabásios do “sill” Limeira - Cosmópolis obtidos por CARVALHO et al (1988) são:

- concentração de SiO_2 variando entre 49,41 e 61,43% (desvio padrão 1,04);
- concentração de TiO_2 variando entre 3,94 e 1,53% (desvio padrão 0,71);
- concentração de Al_2O_3 variando entre 11,50 e 13,75% (desvio padrão 0,72);
- concentração de FeO_t variando entre 15,93 e 9,01% (desvio padrão 1,77);
- concentração de MnO variando entre 0,23 e 0,14% (desvio padrão 0,02);
- concentração de MgO variando entre 4,71 e 1,22% (desvio padrão 0,42);
- concentração de CaO variando entre 8,95 e 3,97% (desvio padrão 1,00);
- concentração de Na_2O variando entre 3,15 e 4,63% (desvio padrão 0,63);
- concentração de K_2O variando entre 1,43 e 4,58% (desvio padrão 0,18);
- concentração de P_2O_5 variando entre 0,51 e 0,98% (desvio padrão 0,13).

Os dados químicos indicam uma forte tendência alcalina para estes corpos de diabásio, normalmente representados por material com granulação média à grossa (aspecto gabróide).

Precipitação pluviométrica diária em Campinas durante o período de experimento.

Todos os valores apresentados abaixo foram fornecidos pelo Centro de Ensino e Pesquisa em Agricultura (CEPAGRI) da UNICAMP. Os dados referentes aos meses de julho a outubro encontram-se na Tabela 1. Os dados referentes aos meses de novembro a fevereiro encontram-se nos gráficos das Figuras 1 a 4.

Tabela 1 - Precipitação pluviométrica (mm) de julho a outubro de 1997 em Campinas - Posto meteorológico da FEAGRI/UNICAMP.

Dia	chuva (mm)			
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro
1	—	—	—	—
2	—	—	—	18,2
3	—	—	—	—
4	—	—	—	—
5	—	—	—	—
6	—	—	—	—
7	—	—	—	9,0
8	—	—	—	—
9	—	—	—	—
10	—	—	—	—
11	—	—	—	—
12	—	—	—	—
13	—	—	—	—
14	—	—	10,0	—
15	—	—	13,4	—
16	—	—	3,2	3,8
17	—	—	—	3,6
18	—	—	—	—
19	—	—	—	0,4
20	—	—	—	—
21	6,0	—	14,2	29,0
22	20,0	—	—	—
23	—	—	—	—
24	—	15,8	—	—
25	—	—	2,6	—
26	—	—	13,0	8,0
27	—	—	—	11,0
28	—	—	—	—
29	—	—	—	—
30	—	—	20,0	—
31	—	—	—	33,0

Precipitação Pluviométrica nos Últimos 31 Dias em Campinas (22g54mS - 47g05mW)
Fonte: Posto Meteorológico da FEAGRI/UNICAMP

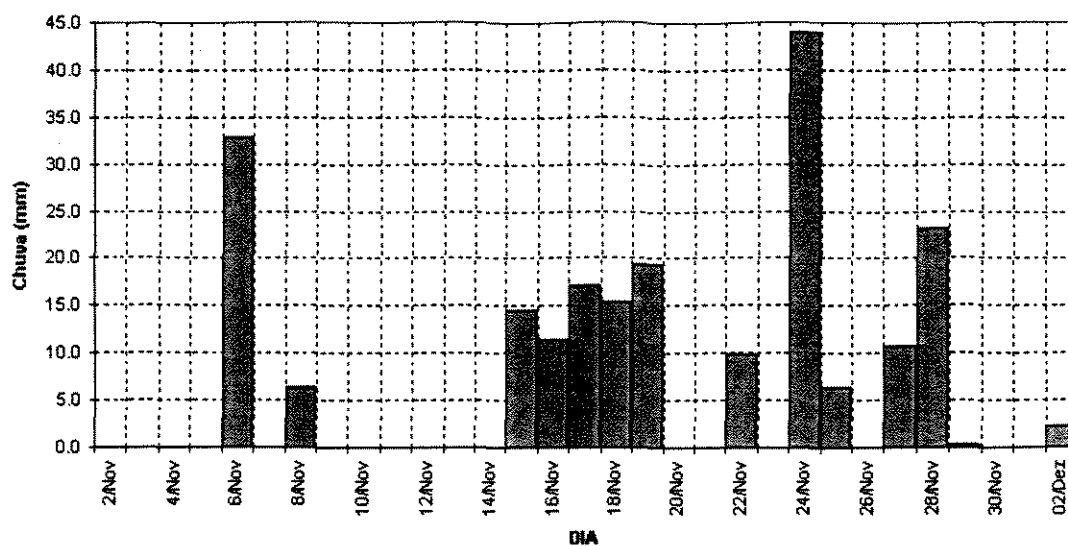


Figura 1 - Precipitação pluviométrica (mm) de 02/nov a 02/dez de 1997 em Campinas - Posto meteorológico da FEAGRI/UNICAMP.

Precipitação Pluviométrica nos Últimos 31 Dias em Campinas (22g54mS - 47g05mW)
Fonte: Posto Meteorológico da FEAGRI/UNICAMP

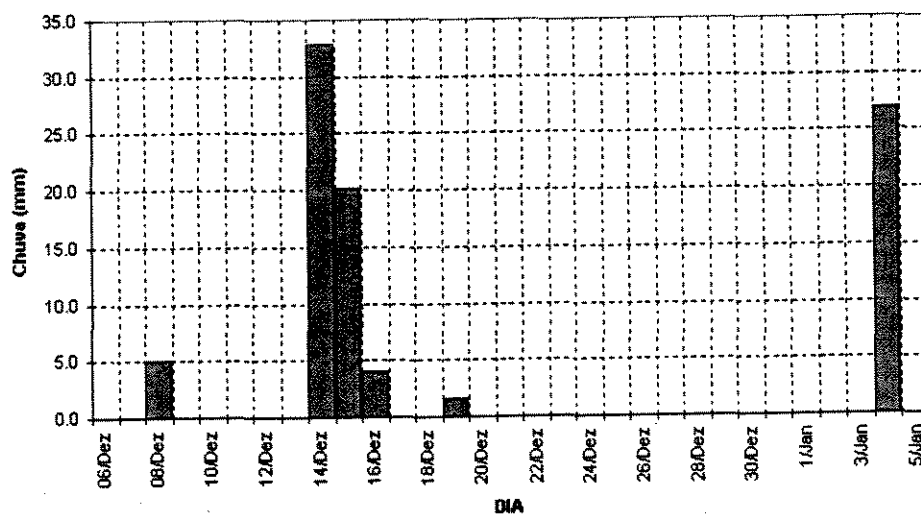


Figura 2 - Precipitação pluviométrica (mm) de 06/dez de 1997 a 05/jan de 1998 em Campinas - Posto meteorológico da FEAGRI/UNICAMP.

Precipitação Pluviométrica nos Últimos 31 Dias em Campinas (22g54mS - 47g05mW)

Fonte: Posto Meteorológico da FEAGRI/UNICAMP

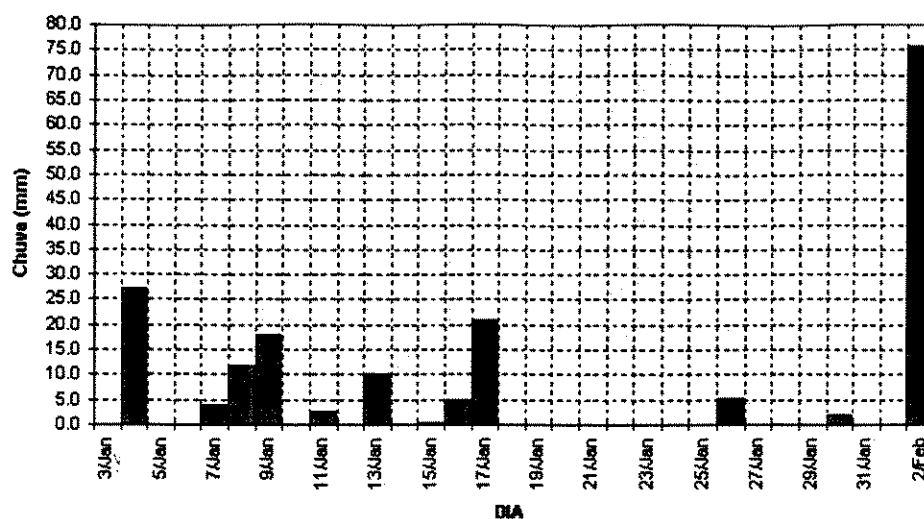


Figura 3 - Precipitação pluviométrica (mm) de 03/jan a 02/fev de 1998 em Campinas - Posto meteorológico da FEAGRI/UNICAMP.

Precipitação Pluviométrica nos Últimos 31 Dias em Campinas (22g54mS - 47g05mW)

Fonte: Posto Meteorológico da FEAGRI/UNICAMP

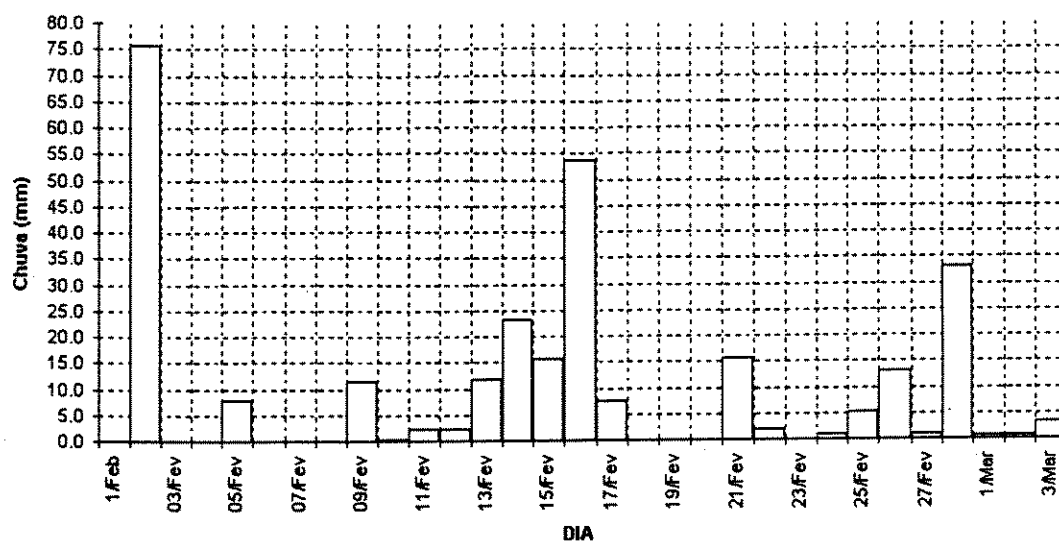


Figura 4 - Precipitação pluviométrica (mm) de 01/fev a 03/mar de 1998 em Campinas - Posto meteorológico da FEAGRI/UNICAMP.