

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**AVALIAÇÃO DA MACRÓFITA *Typha domingensis* Pers. NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTES DO CAMPUS DA UFMS E DO
HOSPITAL UNIVERSITÁRIO, EM BANHADOS CONSTRUÍDOS DE
FLUXO SUBSUPERFICIAL**

LEILA MARQUES IMOLENE DE SOUSA

*Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Tecnologias Ambientais da
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
como requisito parcial para a obtenção do
título de Mestre em Saneamento Ambiental e
Recursos Hídricos.*

Orientador: Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide

CAMPO GRANDE/MS
2003

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação é fruto de um trabalho de pesquisa, que buscou soluções ecotecnológicas para o tratamento de efluentes do campus da UFMS e do Hospital Universitário.

O trabalho foi desenvolvido com efluente da ETE – Estação de Tratamento de Esgotos da UFMS, e analisado no Laboratório de Qualidade Ambiental da UFMS, através do Programa de Pós-Graduação de Tecnologias Ambientais, do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, sob a orientação do Professor Dr. Carlos Nobuyoshi Ide, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

AGRADECIMENTOS

À minha família, especialmente aos meus pais José e Zenaide, que sempre estiveram ao meu lado nos momentos difíceis, pela presença amiga e estimuladora.

Ao meu esposo Gerry, e aos meus filhos Lucas e Leonardo, pelas alegrias que me proporcionaram, principalmente nos momentos de incerteza.

À Deus, pela mão amiga e força suprema.

Ao Professor Dr. Carlos Nobuyoshi Ide, mesmo com muito trabalho, orientou-me dando liberdade para buscar soluções para os problemas encontrados.

Ao Prof. Mestre Jorge Gonda, meus agradecimentos pela oportunidade de desenvolver toda a parte de análises no Laboratório de Qualidade Ambiental.

Ao Prof. Dr. Kennedy Francis Roche, pelas sugestões na elaboração do abstract.

A Dra. Paula Loureiro Paulo, pelas sugestões amigas.

Aos professores do PGTA, pelas sugestões e apoio, de maneira geral.

A todos os professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes.

Aos amigos José Luiz Gonçalves e Maria Aparecida Cabral Seixas, pelos incentivos nos momentos de incerteza, pela amizade, motivação, companheirismo.

Aos colegas e ICs Keila Roberta de Oliveira Ferreira e Leonardo Pinheiro Bezerra pelo auxílio durante a manutenção e operação dos banhados, durante os períodos em que estive de licença, e ao colega e IC Rafael de Almeida Castro, pela confecção dos croquis, e aos demais ICs que direta e indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

A Claudia Oishi, pela força leal e amiga.

Aos colegas do Laboratório de Qualidade Ambiental, José Luiz Gonçalves, Marcelo Campos, Maria Aparecida Cabral Seixas, Vicente Pereira da Cruz e Cristina Gimenez Gonçalves, pelo apoio e colaboração recebido durante a realização do mestrado.

A Fundect pela liberação das verbas para a construção das novas unidades de banhado.

Ao CNPq pela concessão de bolsas de iniciação científica e apoio técnico.

A Capes pela bolsa de mestrado.

A UFMS pelo apoio dado durante a realização deste trabalho.

Finalmente, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a execução deste trabalho.

RESUMO

O presente trabalho pesquisou a utilização da macrófita *Typha domingensis* Pers. no pós-tratamento de efluentes do campus da UFMS e do Hospital Universitário em banhados construídos de fluxo subsuperficial. Foram construídas três unidades, em escala piloto, sendo duas delas com macrófitas, denominadas de S1 e S2 e a terceira o B (controle). Os resultados obtidos foram divididos em duas fases: a 1ª de fevereiro/2001 a abril/2002, período que antecedeu o início da operação dos banhados com o esgoto; e a 2ª de junho/2002 a janeiro/2003, onde o sistema operou com uma aplicação de $2,88\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$ do esgoto tratado pela ETE, com um tempo de detenção de aproximadamente 25 horas. A avaliação deu-se através da comparação da performance de tratamento, sob parâmetros físico-químicos e bacteriológicos no afluente e efluente dos banhados e através da produtividade da macrófita. As performances de remoção nos 3 banhados variaram de 70,5 a 81,7% para DQO, de 56,7 a 91,0% para DBO_5 , de 34,6 a 65,3% para NH_3 , de 60,0 a 83,1% para SST, de 42,9 a 46,7% para PO_4^{-3} . Com relação a coliformes fecais, as remoções variaram de 75,5 a 99,7%. No que diz respeito à produtividade da macrófita, após o lançamento do esgoto, os valores de biomassa verde foram $53,8$ e $57,8 \text{ t.ha}^{-1}$, para S1 e S2, respectivamente.

Palavras-chave: *Typha domingensis* Pers.; banhados construídos; biomassa; macrófitas; pós-tratamento; efluentes anaeróbios.

ABSTRACT

The present work studied the use of the macrophyte *Typha domingensis* Pers., in superficial flux artificial wetlands, for the post-treatment of effluents from the campus of the Federal University of Mato Grosso do Sul and the University Hospital. Three pilot-scale units were constructed, two with macrophytes, termed S1 and S2, and a third (termed B) acting as a control. The results obtained were divided into two phases: the first from February 2001 to April 2002, the period that preceded the start of the sewage treatment by the wetland, and the second from June 2002 to January 2003, in which the system operated with an application of $2.88\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ of treated effluent, with a detention time of 25 hours. Evaluation of the treatment performance consisted of comparing concentrations of physical, chemical and bacteriological variables, in the effluent entering and leaving the wetlands, and measurement of macrophyte productivity. Removal efficiencies for the three wetlands varied from 70.5 to 81.7% for COD, from 56.7 to 91.0% for BOD₅, from 34.6 to 65.3% for NH₃, from 60.0 to 83.1% for TSS, and from 42.9 to 46.7% for PO₄⁻³. With regard to fecal coliformes, removal efficiencies varied between 75.5 to 99.7%. Considering macrophyte productivity, after addition of the effluent, green biomass values obtained were 53.8 and 57.8 t.ha⁻¹, for S1 and S2, respectively.

Keywords: *Typha domingensis* Pers.; constructed wetlands; biomass; macrophyte; post treatment; anaerobic effluent.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	ii
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
SUMÁRIO	vi
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xiv
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo geral	4
2.2 Objetivos específicos	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Banhados naturais	5
3.2 Banhados construídos	5
3.2.1 Banhados de fluxo subsuperficial	7
3.2.2 Componentes básicos dos banhados construídos	9
3.2.2.1 Macrófitas aquáticas	9
3.2.2.2 Substrato	10
3.2.3 Mecanismos de remoção	11
3.2.3.1 Remoção de DBO_5 em sistemas de fluxo subsuperficial	12
3.2.3.2 Remoção de sólidos suspensos	12
3.2.3.3 Remoção de nitrogênio	13
3.2.3.4 Remoção de fósforo	13

3.2.4	Dimensionamento dos banhados construídos de fluxo subsuperficial	14
	a) Aspectos hidráulicos	14
	b) Profundidade	14
	c) Declividade	14
	d) Comprimento e largura	15
	e) Tempo de detenção	15
	f) Remoção de matéria orgânica	17
	g) Dispositivos de entrada e saída	17
3.2.5	Tratamento preliminar do afluente	18
3.2.6	Tipos de efluentes pós-tratados por banhados construídos	18
	3.2.6.1 Efluentes agroindustriais tratados por lagoas de estabilização	18
	3.2.6.2 Efluentes domésticos e industriais tratados por sistema integrado de tanque séptico com banhado construído	19
3.2.7	Vantagens e desvantagens	20
3.2.8	Operação dos banhados construídos	20
3.3	Destinação final da biomassa	21
4	MATERIAIS E MÉTODOS	22
4.1	Localização das unidades experimentais	22
	4.1.2 Estruturas componentes do sistema de tratamento	22
	4.1.2.1 Tratamento preliminar	22
	4.1.2.2 Unidades de banhados	23
	4.1.2.3 Sistema de alimentação das unidades de banhados	23
	4.1.2.4 Coleta e lançamento final	24
4.2	Componentes das unidades de banhados	24
	4.2.1 Substrato	25
	4.2.1.1 Determinação granulométrica do substrato	25

4.2.1.2	Coleta e análises do substrato	25
4.2.2	Critérios para a seleção da macrófita	25
4.2.2.1	Plantio da macrófita	26
4.2.2.2	Desenvolvimento da macrófita	27
4.2.2.3	Coleta e análises das folhas da macrófita	28
4.2.3	Características do esgoto	28
4.2.3.1	Esgoto afluyente e efluente	28
4.3	Metodologia estatística	29
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1	Problemas encontrados e soluções adotadas durante o monitoramento	30
5.2	Resultados da determinação granulométrica do substrato	31
5.3	Plantio e desenvolvimento da macrófita	32
5.4	Resultados das análises químicas e de micronutrientes do substrato	35
5.5	Resultados do desempenho da <i>Typha domingensis</i> Pers	36
a)	Produção de biomassa	36
b)	Alturas médias	37
5.6	Resultados das análises de macro e micronutrientes das folhas	40
5.7	Tempo de detenção	41
5.8	Afluente e efluente	41
5.9	Discussão dos resultados dos parâmetros analisados	45
a)	Parâmetros de monitoramento esporádicos	45
b)	Matéria orgânica	45
	DBO ₅	45
	DQO	47
c)	Nutrientes	47
	PO ₄ ⁻³	48
	Nitrogênio amoniacal	49

	NO ₃ ⁻	50
	Nitrogênio orgânico	51
	NTK	51
	d) Oxigênio dissolvido	52
	e) pH	53
	f) Sólidos suspensos totais - SST	53
	g) Turbidez	54
	h) Coliformes totais e fecais	54
	i) Temperatura da amostra	55
	5.10 Confeção de artesanato e geração de emprego e renda com a biomassa produzida no sistema de banhados	56
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	57
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
8	ANEXOS I Tabelas	65
	A1 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados nos meses de junho e julho/02	66
	A2 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados nos meses de agosto e setembro/02	67
	A3 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados nos meses de outubro e novembro/02	68
	A4 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados no mês de janeiro/03	69
8	ANEXOS II - Croqui	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 –	Constituintes e mecanismos de remoção do sistema de banhados	12
Tabela 3.2 –	Características de materiais para sistema de fluxo subsuperficial	16
Tabela 3.3 –	Eficiência de remoção de alguns parâmetros no tanque séptico e no banhado	19
Tabela 3.4 –	Vantagens e desvantagens dos banhados construídos	20
Tabela 4.1 –	Periodicidade dos parâmetros de avaliação do desenvolvimento da macrófita	27
Tabela 4.2 –	Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos e técnicas analíticas	29
Tabela 5.1 –	Análise granulométrica do substrato: Porcentagem Retida Acumulada em Peneiras	31
Tabela 5.2 –	Limites granulométricos do agregado miúdo da NBR 7211/83	32
Tabela 5.3 –	Caracterização química do substrato dos banhados, após o lançamento do esgoto	35
Tabela 5.4 –	Concentrações de micronutrientes analisados nos substratos	35
Tabela 5.5 –	Resultados das análises de macronutrientes das folhas da <i>Typha domingensis</i> Pers	40
Tabela 5.6 –	Resultados das análises de micronutrientes das folhas da <i>Typha domingensis</i> Pers	40
Tabela 5.7 –	Valores do tempo de detenção para a areia e para a brita	41
Tabela 5.8 –	Padrões de lançamento de efluentes em águas superficiais, segundo a Resolução CONAMA 20/1983 e Resolução CECA/MS 003/1997	42

Tabela 5.9 –	Concentrações médias e desvio padrão, e eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados no período de junho/02 a janeiro/03	43
Tabela 5.10 –	Resultados das análises estatísticas	44

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Formação do biofilme da zona de raízes (processo biológico)	6
Figura 3.2 – Esquema básico de um banhado e fluxo subsuperficial	7
Figura 4.1 – Croqui da área destinada às unidades de banhados	23
Figura 4.2 – Estruturas de entrada (canaleta de distribuição)	24
Figura 4.3 – Saturação do substrato com água, pouco antes do plantio da macrófita	26
Figura 4.4 – Retirada e preparo das mudas da macrófita para o plantio	26
Figura 4.5 – Muda da macrófita preparada para o plantio	27
Figura 5.1 – Curva de crescimento da <i>Typha domingensis</i> Pers	32
Figura 5.2 – Morte dos rizomas da muda da <i>Typha domingensis</i> Pers.	33
Figura 5.3 – Macrófitas após 2 semanas de plantio	33
Figura 5.4 – Produtividade das macrófitas em julho/01 (6 meses após o plantio)	34
Figura 5.5 – Aspecto da macrófita em abril/01 (3 meses após o plantio).	34
Figura 5.6 – Valores médios de produtividade da <i>Typha domingensis</i> Pers. ($t \cdot ha^{-1}$).	37
Figura 5.7 – Alturas médias das macrófitas indicados nos três pontos de cada unidade de banhado após 3 meses do início da operação com o esgoto	38
Figura 5.8 – Alturas médias das macrófitas indicados nos três pontos de cada unidade de banhado após 5 meses do início da operação com o esgoto.	38
Figura 5.9 – Alturas médias das macrófitas indicados nos três pontos de cada unidade de banhado após 7 meses do início da operação com o esgoto.	38
Figura 5.10 – Comportamento da variação de DBO_5 dos banhados S1, S2 e B,	46

durante o período monitorado	
Figura 5.11 – Comportamento da variação de DQO dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	47
Figura 5.12 – Comportamento da variação de PO_4^{-3} dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	48
Figura 5.13 – Comportamento de nitrogênio amoniacal dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	49
Figura 5.14 – Comportamento da variação de NO_3^- dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	50
Figura 5.15 – Comportamento da variação de NTK dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	51
Figura 5.16 – Comportamento do oxigênio dissolvido dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	52
Figura 5.17 – Comportamento do SST dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	53
Figura 5.18 – Comportamento dos coliformes fecais dos banhados S1, S2 e B, durante o período monitorado	55
Figura 5.19 – Chinelos e esteira confeccionados com as fibras da <i>Typha domingensis</i> Pers	56
Figura 5.20 – Jogos americanos e luminária confeccionados com as fibras da <i>Typha domingensis</i> Pers	56

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- Al – Alumínio
- B – Banhado não vegetado (sem *Typha domingensis* Pers.)
- Ca – Cálcio
- cm – Centímetro
- cmol.dm⁻³ – Centimol Decímetro⁻³
- CECA - Conselho Estadual de Controle Ambiental, do Estado de Mato Grosso do Sul
- CNPq – Conselho Nacional de Pesquisa e Tecnologia
- CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
- CO₂ – Dióxido de Carbono
- CTC – Capacidade de Troca de Cátions
- d – Dia
- DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio, incubado durante 5 dias
- DQO - Demanda Química de Oxigênio.
- EPA – Agência de Proteção Ambiental Americana
- ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
- EUA – Estados Unidos da América
- GL – Graus de Liberdade
- H₂ – Gás hidrogênio
- K – Potássio
- LAQUA - Laboratório de Qualidade Ambiental do DHT/CCET/UFMS
- m – Metros
- m.d⁻¹ – Metros Dia⁻¹
- m.m⁻¹ – Metros Metros Dia⁻¹
- m² – Metros Quadrados
- m³.d⁻¹ – Metros Cúbicos Dia⁻¹
- m³.m⁻²d⁻¹ – Metros Cúbicos Metros⁻²Dia⁻¹
- mg L⁻¹ – Miligrama Litro⁻¹
- Mg – Magnésio
- MO – Matéria Orgânica
- MS - Mato Grosso do Sul

n – porosidade

N – Nitrogênio

N₂ – Gás nitrogênio

NBR – Normas Brasileiras

NMP – Número Máximo Permissível

NH₃ – Amônia

NH₄⁺ - Amônio

NO₃⁻ – Nitrato

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

PO₄⁻³ – Fosfato Total

PVC - Policloreto de Vinila

RAFA - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

S – Soma das Bases

S1 e S2 – Banhados vegetados (com *Typha domingensis* Pers.)

SST – Sólidos Suspensos Totais

SQE – Soma dos Quadrados entre Amostras

SQR – Soma dos Quadrados Residual

SQT – Soma dos Quadrados Total

t.ha⁻¹ – Toneladas Hectare⁻¹

UFMS - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

V – Saturação de Bases

1 INTRODUÇÃO

Quando o objetivo perseguido é o gerenciamento de uma bacia hidrográfica ou a manutenção da qualidade dos recursos hídricos, o tema resíduos líquidos, de origem doméstica ou industrial, assume grande importância. O esgoto resultante das atividades humanas é um dos maiores problemas a serem equacionados. Coletar, transportar e destinar adequadamente os esgotos tem reflexos diretos e objetivos para a população, quanto para a preservação das condições de equilíbrio da natureza. É preciso encontrar o ponto de equilíbrio entre a maximização das atividades que nela se desenvolvem e a minimização dos impactos nela causados.

Em muitas regiões brasileiras que abrigam pólos industriais e densa população, principalmente o ecossistema aquático, vem sofrendo uma degradação efetiva causada pelos esgotos domésticos e industriais. Dessa forma, medidas preventivas e corretivas devem ser implantadas concomitantemente aos crescimentos regionais, conduzindo a níveis aceitáveis para a manutenção da qualidade de vida.

O tratamento de esgoto é um problema que tem importunado o homem, desde que ele descobriu que lançando os seus dejetos nos corpos receptores, poderá causar muitos danos ao meio ambiente. A ação de limpar a água envolveu, nas últimas décadas, a construção de diversos tipos de tratamento de esgoto para ajudar no controle da poluição da água. No futuro, processos adicionais, serão necessários para melhorarem muitas das atuais estações de tratamento.

Atualmente, uma extensa gama de tecnologias de tratamento, estão disponíveis para a recuperação e a manutenção da integridade física, química e biológica das águas. Durante os últimos 20 anos, consideráveis interesses têm se voltado para o potencial de uso de uma variedade de sistemas biológicos naturais, para ajudar na purificação da água de maneira controlada. Estes sistemas incluem várias formas de lagoas, tratamento no substrato e sistemas de banhados. Como resultado de esforços intensivos em pesquisas e aplicações práticas dessas tecnologias, considerável desenvolvimento tem-se obtido em projeto, performance, operação e manutenção dos banhados. Muitas destas experiências têm sido apresentadas em projetos e artigos científicos.

A experiência operacional e os resultados de pesquisas publicadas na literatura disponível (MOTTA MARQUES *et al.*, 1994; U.S.EPA, 1988; CONLEY *et al.*, 1991), aponta para um crescente interesse sobre o uso de banhados construídos, como parte do processo de pós-

tratamento de esgotos, pelo oferecimento de oportunidades de ganhos futuros na redução dos custos de tratamento para pequenas comunidades e na expansão das estações de tratamento.

As considerações acima reforçam e justificam a necessidade da realização de pesquisas, que possam avaliar o comportamento destes sistemas nas condições específicas do Estado de Mato Grosso do Sul, uma vez que nesse Estado 85% dos municípios, não possuem estações de tratamento de esgotos, e 61% dispõem seus resíduos líquidos em corpos receptores, muitos deles afluentes de rios formadores do Pantanal. Então, há necessidade crítica para desenvolver e demonstrar tecnologias de tratamento de esgoto de baixo custo e mecanicamente simples, que são desejáveis para o uso. Atualmente, o Governo do Estado têm construído várias unidades de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFA), para promover o tratamento de esgotos de algumas comunidades. No entanto, a qualidade dos efluentes desses sistemas de tratamento, ainda não atende aos padrões vigentes de lançamento, de forma que há necessidade de implantar sistemas complementares para obedecer à legislação brasileira (Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986).

As experiências de outros países têm demonstrado que, embora ocupando grandes áreas, os sistemas de banhados construídos, apresentam uma alternativa efetiva de integração entre o tratamento de esgotos e o gerenciamento ambiental, muitas vezes a um custo competitivo com as técnicas de tratamento convencional.

Os banhados construídos têm sido estudados por sua capacidade para promover o tratamento primário, secundário, secundário avançado como também o tratamento terciário ou avançado de esgoto. Eles oferecem uma flexibilidade operacional muito maior do que os sistemas naturais, sendo o seu uso considerado como uma alternativa atrativa. Os sistemas de tratamento baseados em macrófitas consistem tipicamente de uma monocultura ou policultura de plantas vasculares, cultivadas em lagoas ou canais, os quais recebem os esgotos e aí permanecem longos tempos de detenção, quando comparadas aos sistemas convencionais de tratamento.

Este sistema oferece benefícios ambientais consideráveis, tais como sua integração em parques recreacionais e na conservação da vida nativa, que se harmonizam com a paisagem natural e promove efluentes tratados de boa qualidade, que poderão ser usados na agricultura ou mesmo lançados ao meio ambiente.

De maneira a contribuir para a melhoria da qualidade dos corpos receptores, bem como para a procura de métodos alternativos de tratamento de esgotos, que atendam à legislação vigente, que sejam técnica e economicamente viáveis, para as condições brasileiras, existe a necessidade de pesquisas e avaliações.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de banhados construídos de fluxo subsuperficial, cultivado com *Typha domingensis* Pers., no pós-tratamento de esgotos do campus da UFMS e do Hospital Universitário, espera-se que ele contribua também para o conhecimento da estrutura, funções e valores do grande banhado natural, existente em nossa região, o Pantanal.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar por intermédio de unidades em escala piloto, a aplicabilidade de banhados construídos no pós-tratamento de esgotos do campus da UFMS e do Hospital Universitário, e o entendimento dos processos básicos envolvidos, analisando-o, quanto aos aspectos sanitários, operacionais, construtivos e de manutenção, visando à conservação do meio ambiente.

2.2 Objetivos específicos

Os sistemas de banhados construídos e as interações meio-suporte e macrófitas, para o tratamento de esgotos, sob condições climatológicas de Campo Grande, foram investigados. Pretendeu-se desenvolver procedimentos para maximizar a eficiência e a flexibilidade de implantação de banhados construídos, procurando:

- Analisar e estudar as condições de estabelecimento, desenvolvimento e adaptabilidade da *Typha domingensis* Pers., em banhados construídos, utilizados no pós-tratamento de esgotos do campus da UFMS e do Hospital Universitário nas condições de Campo Grande;
- Avaliar a capacidade e eficiência de banhados como meios para recuperação da qualidade de recursos hídricos e como receptores de esgotos do campus da UFMS e do Hospital Universitário;
- Definir uma prática aceitável relacionada aos aspectos visuais de operações e desenvolver métodos de disposição ou utilização da biomassa de plantas colhidas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Como regra, o esgoto não tratado, contém muitos componentes que colocam em risco o bem-estar da vida selvagem e humana. Patógenos de humanos e de animais, orgânicos, metais pesados, estão presentes em quantidades variáveis em todos os esgotos municipais.

A demanda crescente por recursos ambientais, tem levado à exploração de novas opções para controle de efeitos colaterais da atividade humana (passivos ambientais). Nesse contexto, tem sido visto um aumento no uso de banhados naturais para o controle de sedimento, nutriente ou controle de cargas poluidoras superficiais.

Por definição, banhados são áreas onde a superfície da água está perto da superfície do substrato, por um período que seja suficiente para manter sua saturação ao longo do ano, existindo em seu meio, uma vegetação característica associada.

Existem diversos tipos de banhados, desde os naturais (brejos, várzeas, pântanos, lagos muito rasos e manguezais), até os construídos (CHERNICHARO, 2001).

3.1 Banhados naturais

Os banhados naturais são áreas inundadas por um curso de água, em períodos regulares, por um tempo suficiente, que permita o desenvolvimento de uma vegetação, especialmente adaptada às regiões de substrato saturado.

Do ponto de vista ecológico, segundo DENNY (1997), o ecossistema dos banhados tem as seguintes funções:

- habitat natural;
- manutenção do equilíbrio hidrológico;
- conservação da biodiversidade;
- efeito climático;
- preservação da qualidade e da quantidade de água.

3.2 Banhados construídos

As políticas conservacionistas atuais levaram à inibição do uso de banhados naturais, para fins de tratamento de esgoto. Essas restrições culminaram, então, no desenvolvimento acelerado de banhados construídos.

Os banhados construídos procuram imitar algumas das funções existentes nos naturais, em particular a capacidade de degradação da matéria orgânica e contenção de nutrientes (fósforo

e nitrogênio).

Desta forma, eles são sistemas projetados, artificialmente, para utilizar plantas aquáticas em substratos (areia, substrato ou cascalho) onde, de forma natural, sob condições ambientais adequadas, pode ocorrer a formação de biofilme, que agregam uma população variada de microrganismos, localizados principalmente nas raízes (Figura 3.1). Estes seres possuem a capacidade de tratar os dejetos, por meio de processos biológicos, químicos e físicos.

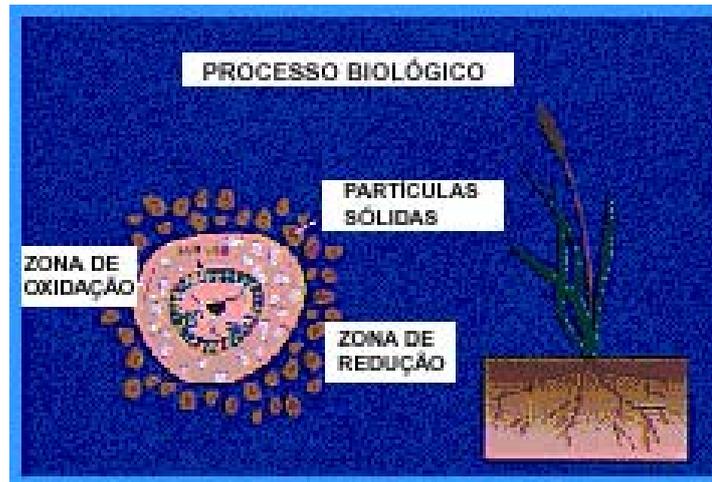


Figura 3.1 - Formação do biofilme da zona de raízes (processo biológico).

Fonte: HOUSE & BROOME (1990).

Há três diferentes tipos de banhados construídos, baseados no fluxo de esgoto (BRIX & SCHIERUP (1990): banhados de fluxo superficial, subsuperficial e vertical. Os banhados de fluxo superficial são os que imitam os banhados naturais. A maioria dos processos de degradação ocorre na interface haste-água, onde o biofilme é formado. Nos banhados de fluxo subsuperficial o esgoto é confinado no substrato, que pode ser areia, substrato, pedregulho ou uma combinação deles. Sistemas usando substrato são referidos como "THE ROOT-ZONE METHOD". A purificação do esgoto é obtida pela biodegradação na superfície das raízes que abrigam biofilme. O fluxo é normalmente horizontal através do substrato poroso; e banhado de fluxo vertical ou Max Planck Institute Process que é uma combinação dos dois tipos anteriores. Neste processo, uma coluna de água é mantida sobre a superfície resultante em um fluxo de escoamento vertical através do substrato até um sistema de drenagem no fundo. Esta configuração pode ter a vantagem de evitar curto-circuito. A literatura relatando a aplicação deste tipo de banhado, ainda é escassa. O projeto básico requer cálculo do comprimento, largura, profundidade do leito, e o controle da cinética biológica do processo. O controle da cinética biológica referida é o volume do leito, características das plantas, e relações hidráulicas para determinar a configuração do leito (CONLEY *et al.*, 1991).

3.2.1 Banhados de fluxo subsuperficial

Os sistemas de fluxo subsuperficial, conforme ilustrado na Figura 3.2, consistem-se em trincheiras impermeáveis contendo um substrato suporte para as plantas emergentes. Esses sistemas são construídos com uma inclinação de fundo variando de 1 a 3% entre a entrada e a saída. Neste tipo de banhado, o esgoto de um sistema de tratamento primário é introduzido por meio de tubos que distribuem o esgoto sobre uma camada de pedras. Esse esgoto é conduzido horizontalmente através do substrato suporte (areia ou pedra), irrigando as raízes das plantas e no final é drenado pelo fundo através de um sistema que controla o nível da água. Durante a sua passagem pelas raízes, o esgoto é tratado por processos de precipitação e filtração no substrato e por degradação microbológica, resultando num processo bioquímico e físico-químico que corresponde aos processos mecânicos e biológicos dos sistemas de tratamento mecânico convencional, incluindo denitrificação (U.S. EPA, 1988).

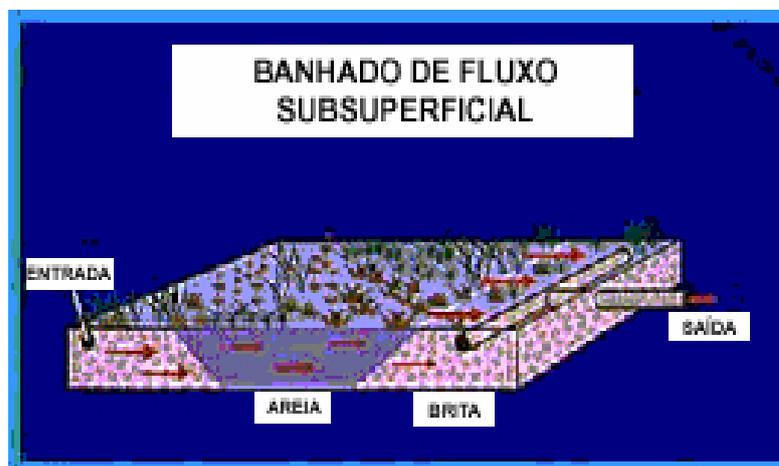


Figura 3.2 - Esquema básico de um banhado de fluxo subsuperficial.

Fonte: HOUSE & BROOME (1990).

O sistema de banhado construído de fluxo subsuperficial distingue-se de outros tipos de sistema de tratamento, por várias características que o fazem uma escolha ideal para muitas aplicações de tratamento de esgoto. Algumas destas características são: baixo custo; uma eficiência típica de 90% na redução de DBO₅; 60 a 90% de eficiência na redução de nitrogênio total e fósforo total; inibição da proliferação de mosquitos e contato do esgoto com animais e pessoas; possibilidade de serem projetados para qualquer volume de tratamento, desde uma única residência ou sistemas maiores (LEMON *et al*, 1996).

Há mais sistemas de banhado de fluxo subsuperficial em operação e em planejamento ou construção do que sistemas de superfície de água livre (fluxo superficial) nos EUA. No sistema de fluxo subsuperficial, o esgoto permanece abaixo da superfície do meio suporte (substrato), de forma que problemas de odores e insetos são eliminados. Não há problema de

acesso ao público, pois o esgoto não é exposto; vários destes sistemas estão operando em parques, estimulando o uso público destas áreas (REED & BROWN, 1992).

A mais importante função do banhado é a melhoria da qualidade da água. Os banhados construídos são eficazes para o tratamento de muitos tipos de poluição da água, podendo efetivamente remover ou converter grandes quantidades de poluentes, incluindo matéria orgânica, sólidos suspensos, metais e excesso de nutrientes. A filtração natural, sedimentação e outros processos auxiliam na purificação da água. Alguns são fisicamente ou quimicamente imobilizados e lá permanecendo a menos que seja perturbado. As reações químicas e a decomposição biológica quebram compostos complexos em substâncias mais simples (HAMMER & BASTIAN, 1991).

Durante a passagem do esgoto através da rizosfera, o conteúdo de matéria orgânica deve, teoricamente, ser decomposto por microrganismos aeróbios e anaeróbios; deve ocorrer nitrificação microbiana e subsequente denitrificação e liberação de CO₂ para a atmosfera; o fósforo deve ser removido por coprecipitação química com compostos de ferro, alumínio e cálcio no substrato (BRIX & SCHIERUP, 1990).

O papel de banhados no processamento de nutrientes e orgânicos não é simples de generalizar para todos os tipos de banhados, no entanto, as características-chaves destes sistemas são (COWARDIN *et al.*, 1979 e KICKUTH, 1984):

- servir como depósitos, fontes ou transformadores de produtos químicos;
- podem propiciar a absorção e liberação de nutrientes e produtos químicos;
- os rizomas das macrófitas destes sistemas fornecem um caminho hidráulico através da rizosfera (espaço anelar entre rizomas, raízes, e substrato circundante), ao longo do qual o esgoto pode fluir;
- tratamento do esgoto pela ação de bactérias aeróbias que se desenvolvem ativamente na rizosfera e anaerobiamente em rizosferas mortas e em decomposição no substrato circundante;
- fornecer oxigênio atmosférico para a rizosfera via folhas e ramos através de rizomas, ocos e raízes;
- a compostagem aeróbia de biossólidos ocorrendo na camada acima da superfície, sobre a "palha", derivado das folhas e ramos mortos; e
- nos sistemas de banhados construídos, notadamente o processo de fluxo subsuperficial, eliminam o contato direto com esgoto ainda com cargas orgânicas e oferece a possibilidade de instalação de vegetação especializada, formando ambientes esteticamente melhores e ainda proporcionando o desenvolvimento de espécies naturais.

3.2.2 Componentes básicos dos banhados construídos

Entre os componentes fundamentais de banhados construídos encontram-se as macrófitas aquáticas e o substrato, onde são formados os biofilmes de bactérias, responsáveis, direta ou indiretamente, pela ocorrência dos mecanismos de remoção de poluentes associados a esses sistemas.

3.2.2.1 Macrófitas aquáticas

A vegetação utilizada em banhados construídos varia bastante, no entanto as mais comumente utilizadas são as macrófitas: “cattails” ou taboa (*Typha*), “reeds” ou juncos (*Phragmites*) e “bullrush” ou ciperus (*Scirpus*) (REED & BROWN, 1995).

Os critérios básicos para a seleção das macrófitas são fundamentados no uso de espécies locais e exóticas (adaptadas às variações sazonais, como, o clima, a temperatura e a umidade) e a tolerância dessas espécies a prolongados períodos de submergência parcial das raízes ou permanência em substrato saturado, a maior parte do ano no sistema.

A diversidade de espécies introduzidas e adaptadas no sistema não obriga tentar reproduzir a diversidade de banhados naturais, uma vez que algumas espécies, por exemplo, espécies dos gêneros *Typha* e *Scirpus*, tendem a dominar em banhados construídos em função de sua resposta à concentração de nutrientes.

Por sua vez, o nível de água no sistema e a duração de inundação podem ser fatores para a seleção e manutenção da vegetação de banhados, sendo, portanto, um elemento potencial para a operação dos banhados visando melhorar seu desempenho.

Entre as funções das macrófitas aquáticas estão as contribuições para a transformação de nutrientes, atuando nos processos físicos, químicos e microbiológicos, removendo nutrientes para seu próprio crescimento. Também oferecem resistência ao fluxo, aumentando o tempo de retenção do efluente e facilitando a sedimentação de partículas suspensas. Elas, ainda, melhoram o escoamento da água através do substrato, devido ao crescimento das raízes, que ao morrerem criam espaços (GOPAL, 1999).

As macrófitas adicionam matéria orgânica na água, assim como favorecem uma grande superfície para o desenvolvimento de microrganismos. Muitas macrófitas aquáticas transportam ativamente oxigênio para leitos anaeróbios do substrato (ARMSTRONG & ARMSTRONG, 1990; BRIX, 1993; ALLEN, 1997) e, ainda, ajudam na oxidação e precipitação de metais pesados na superfície das raízes (DUNBABIN *et al.*, 1988; STEINBERG & COONROD, 1994). As macrófitas emergentes como a *Typha* sp fazem

sombra, ou seja, protege o substrato da luz e previnem assim o desenvolvimento de algas (GOPAL, 1999).

A macrófita *Typha* sp é uma erva aquática, introduzida no Brasil, emergente, perene, rizomatosa rastejante, de 2 a 4 m de altura. Floresce de julho a agosto. A parte superior da espiga é de flores masculinas, que caem. A parte inferior é engrossada, cor de chocolate ou ocre, tem flores femininas e fruto com plumas. É cultivada como filtro biológico para esgoto doméstico, esgoto industrial e de criação de animais, sendo capaz de remover metais pesados e fixar margens controlando a erosão em canais. É uma planta de cultivo fácil, propagando-se por rizoma, divisão de touceira ou por semente. Possui crescimento vigoroso, melhor em substrato rico em matéria orgânica. É tolerante à salinidade e também a pH entre 4,8 e 8,7 (POTT & POTT, 2000). É encontrada em uma grande variedade de habitats aquáticos, os juvenis submergentes, os adultos emergentes ou algumas vezes terrestres, frequentemente dominantes cobrindo grandes áreas.

MOTTA MARQUES *et al.* (1994), um dos pioneiros em estudos com banhados construídos no Brasil, utilizando leitos de areia grossa ou mistura rejeito/substrato tendo como cobertura vegetal a macrófita *Typha latifolia*, tem verificado que a drenagem ácida de minas apresenta uma melhoria (pH) quando comparado com o afluente correspondente. Os autores observaram que a menor densidade de macrófita parece promover maior redução de condutividade. As contradições observadas e limitações encontradas no uso de banhados construídos para controle de metais em drenagem ácida de minas por MOTTA MARQUES *et al.* (1997), indicam a necessidade de desenvolvimento de estudos mais detalhados em termos de funções biológicas e seus efeitos sobre os mecanismos químicos de remoção de metais já conhecidos. No entanto, os dados existentes na literatura e aqueles obtidos pelos autores citados, já permitem o estabelecimento de sistemas com vantagens sobre outros procedimentos de controle de drenagem ácida de minas.

3.2.2.2 Substrato

Macrófitas aquáticas podem crescer em uma variedade de meios, incluindo resíduos orgânicos (por exemplo, palha de arroz, casca de árvores), resíduos de mineração de carvão, lodo, argila, areia, silte, cascalho, argila expandida, e até uma combinação destes (MOTTA MARQUES, 1999).

Em terras úmidas de fluxo submerso horizontal, os espaços vazios do substrato servem como canais de vazão e facilitam o escoamento do esgoto. Substratos com alto potencial de remover fósforo são finos (textura), com baixa/moderada permeabilidade, limitando a capacidade

hidráulica do sistema (MOTTA MARQUES, 1999).

Muitos tipos de substratos têm sido usados. Alguns pesquisadores acreditam que os substratos locais podem ser utilizados e que o crescimento de raízes e rizomas aumentarão a condutividade hidráulica do substrato original modificando/alterando as características da condutividade hidráulica, tornando-se similar a de um cascalho médio, em 3 anos (BOON 1985). Alguns autores são céticos em afirmar que sistemas de substratos funcionarão sempre sem fluxo superficial. BUCKSTEGG *et al.* (1985) verificaram que substratos coesivos são indesejáveis para sistemas de fluxo subsuperficial e recomendaram baixa carga hidráulica. REED *et al.* (1988), defenderam a utilização da permeabilidade de substrato existente e não assumindo que deveria aumentar com o desenvolvimento de raízes e rizomas. BRIX & SCHIERUP (1990), observaram que a permeabilidade da zona de raízes desenvolve-se lentamente e também recomendaram baixa carga hidráulica. Se os substratos locais com baixa permeabilidade forem usados, o leito de fluxo subsuperficial deve ser projetado com uma grande área (seção transversal), para permitir velocidade mais baixa de fluido e reduzir a possibilidade de fluxo superficial.

3.2.3 Mecanismos de remoção

Estudos em escala real e experimental têm mostrado que os sistemas de banhados construídos possuem boa capacidade de redução de DBO_5 , sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, metais, orgânicos e patogênicos. Essa redução é efetuada por diversos mecanismos: sedimentação; precipitação e adsorção química; interações microbianas; e na vegetação (CHERNICHARO, 2001).

A ocorrência desses mecanismos de remoção mostra a versatilidade potencial dos banhados construídos e a necessidade de estudos detalhados, para aferição dos limites desses mecanismos na remoção de materiais de interesse sob condições reais.

Na Tabela 3.1 estão apresentados alguns mecanismos de remoção para alguns constituintes.

Tabela 3.1 - Constituintes e mecanismos de remoção do sistema de banhados.

Constituintes	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação e filtração
Material orgânico e solúvel	Degradação aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação, nitrificação e denitrificação Utilização pelas plantas Volatilização de amônia
Fósforo	Utilização pela planta Adsorção e troca de cátions
Patógenos	Predação Morte natural Sedimentação Filtração

Fonte: Adaptado de COOPER *et al.* (1996).

3.2.3.1 Remoção de DBO₅ em sistemas de fluxo subsuperficial

A maior fonte de oxigênio para os componentes subsuperficiais é aquela transmitida pela zona de raízes da vegetação. Em muitos casos os sistemas de fluxo subsuperficial são projetados para manter o nível do fluxo abaixo da superfície do leito, então, lá pode ter muito pouca reaeração atmosférica (U.S. EPA, 1988). A seleção de espécies de plantas é, conseqüentemente, um fator importante.

São dois os objetivos quando se controla a carga orgânica nos sistemas de banhados construídos. O primeiro é a provisão de uma fonte de carbono para a denitrificação bacteriana. O segundo está no controle da carga orgânica, para prevenir uma sobrecarga na capacidade de transferência de oxigênio das plantas emergentes do sistema de banhado. Se a fonte de carbono não estiver presente para denitrificação, resultará numa redução geral na remoção de nitrogênio (U.S. EPA, 1988).

3.2.3.2 Remoção de sólidos suspensos

A remoção de sólidos suspensos é bastante efetiva em banhados construídos. A maior parte da remoção ocorre nos primeiros metros da entrada do sistema, devido às condições internas e à pequena profundidade do líquido, no sistema. A dispersão controlada da vazão afluyente com a

utilização de tubos difusores apropriados pode contribuir para que se tenham baixas velocidades para remoção de sólidos e um carregamento equilibrado no sistema, e desta maneira aquelas condições anóxicas são prevenidas por um contrafluxo no final do canal (U.S. EPA, 1988).

3.2.3.3 Remoção de nitrogênio

A nitrificação/denitrificação é o principal processo de remoção de nitrogênio. A transformação de nitrogênio é feita através do metabolismo das bactérias que consomem uma dieta balanceada de carbono (disponível nos tecidos das plantas e nas fezes humanas), fósforo (disponível em efluentes líquidos), e nitrogênio (disponível de duas maneiras: gás ou como matéria orgânica). O processo da nitrificação requer oxigênio (aeróbio) e ocorre quase instantaneamente como amônia (NH_3) combinada com dióxido de carbono no ar (CO_2), para formas de nitratos (NO_3^-) e gás hidrogênio (H_2). A denitrificação ocorre sob condições anóxicas e pode levar cerca de 7 dias. Neste processo, o carbono (C) é combinado com nitratos do processo de nitrificação para formar gases de nitrogênio (N_2) e dióxido de carbono (CO_2). Tem sido demonstrado que os banhados construídos podem ser manejados de maneira que a biomassa produzida pelo próprio banhado (REED *et al.*, 1995), seja a fonte de carbono necessária para o processo de denitrificação.

3.2.3.4 Remoção de fósforo

A remoção de fósforo em muitos sistemas de banhados não é muito efetiva, por causa das oportunidades de contato limitado entre a água e o substrato. A utilização de substratos apropriados em projetos de leito submerso se constituem em exceção. Uma quantidade significativa de argila e a presença de ferro e alumínio aumentam o potencial de remoção de fósforo (U.S. EPA, 1988). Entretanto, o uso destes substratos reduz a capacidade hidráulica do sistema, requerendo uma área muito maior de tratamento.

A sedimentação e sorção são processos importantes para a remoção de fósforo em banhados. Geralmente os banhados de fluxo superficial possuem uma capacidade adsorvedora menor do que os banhados de fluxo subsuperficial, e isto é decorrente do fato de que os banhados de fluxo subsuperficial possuem um volume maior de grãos que podem ser preenchidos pelos poluentes, onde os fósforos ocorrem na água existente nos poros do substrato, nos espaços vazios (LAUTENSCHLAGER, 2001).

3.2.4 Dimensionamento dos banhados construídos de fluxo subsuperficial

O dimensionamento de banhados construídos envolve duas características principais: hidráulica e remoção de poluentes.

a) Aspectos hidráulicos

No projeto de banhados construídos de fluxo subsuperficial, no que diz respeito à parte hidráulica do processo, normalmente utiliza-se a Lei de Darcy, equação (1) onde o regime hidráulico é controlado pelo gradiente hidráulico ou pela condutividade hidráulica do sistema (MOTTA MARQUES, 1999):

$$Q = K_s \cdot A \cdot S \quad (1)$$

Onde:

Q: vazão por unidade de tempo;

K_s : condutividade hidráulica de uma unidade de área do suporte, perpendicular à direção do fluxo;

A: área de secção transversal;

S: gradiente hidráulico do sistema de vazão, dH/dL .

b) Profundidade

GERSBERG *et al.* (1986), forneceram uma base para o dimensionamento da profundidade do leito de cerca de 0,90m. Eles verificaram que quando as três plantas comumente usadas ("cattail", "reed" e "bullrush"), foram plantadas em leitos de 0,76m de profundidade, onde a maioria das raízes desenvolveram a uma profundidade de 0,30m, 0,60m e 0,76m, respectivamente. A profundidade de 0,60m é a mais comum, devido à remoção de DBO_5 ser facilitada pela zona de raízes dessas plantas, onde a profundidade do leito deve ser projetada para aproximar o comprimento da raiz, tal que o tratamento por unidade de volume do leito seja maximizada.

c) Declividade

As declividades variam de 0% a 10%, com os valores mais comuns na faixa de 0% a 3% (GERSBERG *et al.*, 1986).

d) Comprimento e largura

A relação hidráulica pode ser usada para configurar o leito de fluxo subsuperficial. A Lei de Darcy pode ser escrita como a equação (2):

$$Ac = \frac{Q}{K_s} \cdot \frac{dH}{dL} \quad (2)$$

Onde:

Ac = área de secção transversal do leito, em m^2 ;

K_s = condutividade hidráulica do leito saturado, em $m^3 m^{-2} d^{-1}$;

dH/dL = gradiente hidráulico, em mm^{-1} .

A condutividade hidráulica do leito saturado, K_s , é uma função do tipo de substrato usado. A alta condutividade hidráulica do substrato resulta em alta relação comprimento/largura, pois pequenas áreas de seção transversal são requeridas para transmitir o fluxo (CONLEY *et al.*, 1991).

O gradiente hidráulico dH/dL , representa a perda de energia do fluxo pois se move através do leito. REED *et al.* (1988), sugeriram a fixação do gradiente hidráulico igual à declividade do leito. Isto permite que o esgoto esteja em contato com o substrato, em todo o seu comprimento.

Outra consideração na configuração do comprimento e da largura do leito, deve ser a velocidade horizontal superficial, Q/Ac , do esgoto através da zona de raízes. BOON (1985) e REED *et al.*, (1988) têm sugerido que a velocidade superficial seja mantida abaixo de $8,6 \text{ md}^{-1}$, para prevenir perturbação da estrutura de raízes e rizomas e conseqüentemente, enfraquecer o desenvolvimento da planta e permitir suficiente tempo de contato para tratamento.

e) Tempo de detenção

O tempo de detenção é uma função do volume de vazios no leito e a vazão do esgoto, assumindo que não ocorra fluxo superficial. O volume de vazios é uma função da porosidade e o volume do leito. Essa relação é encontrada na equação (3).

$$t = \frac{V_v}{Q} = n \cdot \frac{V_v}{Q} = n \cdot L \cdot \frac{D}{Q} = n \cdot A_s \cdot \frac{D}{Q} \quad (3)$$

Onde:

Q : vazão de esgoto, em $m^3 d^{-1}$;

n : porosidade do leito, em m^3 vazios m^{-3} leito;

V_v : volume de vazios do leito, em m^3 ;

L : comprimento do leito, em m;

W: largura do leito, em m;

D: profundidade do leito, em m;

A_s : área da superfície do leito, em m^2 .

Nos banhados construídos, a performance do tratamento é uma função do tempo de detenção, dentre outros fatores. Inclinação do terreno, profundidade da água, vegetação, grau de aeração, a forma geométrica de controle da velocidade do fluxo e, conseqüentemente, o tempo de detenção ao longo do sistema de tratamento por banhados (ZIRSCHKY & REED, 1988).

Um tempo de detenção de 6 a 7 dias tem sido reportado como sendo ótimo, para sistemas de tratamento de esgoto primário e secundário (REDDY & DEBUSK, 1984). Pequenos tempos de detenção não fornecem o tempo necessário para que ocorra a degradação do poluente, e tempos longos podem levar à estagnação e condições anaeróbias.

Dois fatores climáticos podem, de forma significativa, afetar o tempo de detenção a uma taxa de carga hidráulica constante. No verão, a evapotranspiração pode aumentar significativamente o tempo de detenção, enquanto que no inverno a formação de gelo pode também, de forma significativa, decrescer esse tempo.

A estimativa do tempo de detenção em sistemas de banhados pode ser dificultada por várias razões. Grande espaço morto pode existir num banhado, que se deve a diferenças na topografia, crescimento das plantas, sedimentação de sólidos e grau de canalização do fluxo (isto é, curto-circuito). Apenas uma fração da área da superfície dos banhados, pode estar disponível para o fluxo de esgoto.

A Tabela 3.2 apresenta valores de n para areia grossa, areia fina e pedregulho.

Tabela 3.2 - Características de materiais para sistema de fluxo subsuperficial.

Tipo de Material	Máx. 10%		Condutividade	
	Tamanho do grão (mm)	Porosidade (n)	Hidráulica (K_s) ($m^3 m^{-2} d^{-1}$)	K_{20}
Areia média	1	0,42	0,486	1,84
Areia grossa	2	0,39	0,555	1,35
Pedregulho	8	0,35	0,579	0,86

Fonte: U.S. EPA, (1988).

K_{20} = taxa constante à temperatura 20°C, em d^{-1}

f) Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica em banhados pode ser descrita por cinética de primeira ordem, como nas equações 4 e 5. Na determinação dessa relação, a vazão afluyente é igual à vazão do projeto, não sendo consideradas perdas por evapotranspiração, infiltração ou ganho por precipitação (MOTTA MARQUES, 1999):

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp\left(\frac{-K_T A_s d n}{Q}\right) \quad (4)$$

ou

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (5)$$

Onde:

C_e : DBO₅ do esgoto, mg L⁻¹;

C_o : DBO₅ do afluyente, mg L⁻¹;

K_T : constante da taxa de 1^a ordem dependente de temperatura, dias⁻¹;

$A_s = (l \cdot x)$: área superficial do sistema, m²;

n : porosidade;

d : profundidade de submergência, m;

Q : vazão média no sistema, m³ d⁻¹;

t : tempo de residência hidráulica, dias.

g) Dispositivos de entrada e saída

Os dispositivos de entrada e saída do sistema podem possuir diversas configurações, mas sempre buscando a simplicidade, para que se evitem custos exagerados de operação e manutenção. Além disso, procura-se ao máximo mimetizar os sistemas naturais. Nesse contexto, as estruturas de entrada e saída de esgoto devem ser o mais simples possível, e podem constituir-se de simples trincheiras. Essas trincheiras de pedras são dispostas para facilitar a distribuição do líquido afluyente, por toda a secção transversal do leito. A trincheira de coleta do líquido, que atravessou toda a extensão do suporte com macrófitas aquáticas, têm as mesmas características (MOTTA MARQUES, 1999).

Cargas pontuais, nesse tipo de sistema, maximizam o impacto sobre as comunidades bióticas presentes, enquanto as áreas que se encontram mais afastadas do lançamento receberão menores impactos, isto é, diminuição das cargas hidráulicas, orgânicas e de nutrientes. A

distribuição em vários pontos do sistema pode ser a alternativa que minimizaria as mudanças biológicas que ocorreriam, somente em uma área restrita do banhado. Com esse tipo de distribuição, pode-se introduzir potenciais de assimilação em função de menor tempo de contato do afluyente com o biofilme, além de promover maiores custos de execução. O sistema de distribuição do afluyente deve também ser muito simples e adaptável a mudanças operacionais. A distribuição, além de garantir uma máxima assimilação de poluentes, deverá também minimizar impactos sobre a biota do sistema. Nesse sentido, MOTTA MARQUES, (1999) recomenda um simples tubo de PVC com “TÊS”, tantos quantos forem julgados necessários, para dividir o fluxo afluyente sobre o material da trincheira.

3.2.5 Tratamento preliminar do afluyente

O afluyente aplicado no sistema de banhados construídos deve ser, no mínimo, esgoto de tratamento primário. A aplicação de afluyentes brutos é desencorajada. Esse tipo de afluyente pode promover danos, como o entupimento do substrato, tendo como consequência escorrimento superficial com a exposição de materiais sólidos, geração de odores, promoção de condições para o surgimento de vetores de doenças, além dos aspectos estéticos desagradáveis (MOTTA MARQUES, 1999).

Assim diversas unidades de pré-tratamentos têm sido utilizadas para o acondicionamento preliminar do esgoto bruto, incluindo fossa séptica, tanque Imhoff, tratamento primário convencional e tratamento anaeróbio.

3.2.6 Tipos de efluyentes pós-tratados por banhados construídos

Os sistemas de banhados construídos estão sendo aplicados em todo o mundo, em diferentes escalas, para tratar águas superficiais poluídas (GREEN *et al.*, 1999), esgotos domésticos e industriais (HABERL, 1999; HAMMER, 1989), drenagem ácidas de minas (PEVERLY *et al.*, 1992; MOTTA MARQUES, 1993), esgotos agroindustriais (BARBEDO *et al.*, 2000).

3.2.6.1 Efluyentes agroindustriais tratados por lagoas de estabilização

BARBEDO *et al.*, (2000) investigaram a possibilidade de utilizar sistemas de pós-tratamento por banhado artificial de fluxo subsuperficial, com plantio da gramínea Tangola (híbrido *Brachiaria arrecta* (Tanner) x *Brachiaria mutica* (Angola)), para a melhoria da qualidade dos efluyentes das lagoas de estabilização de um Matadouro localizado no município de Rochedo.

O experimento desenvolvido de setembro/97 a julho/98 constituiu no plantio da gramínea (Tangola), resistente ao encharcamento, plantada em touceiras e de forma adequada para oferecer a resistência ao escoamento, em 1 (uma) parcela experimental de 3m de largura, 7m de comprimento e 0,5m de profundidade, onde foi utilizado o substrato local, como substrato. A produção média biomassa verde foi de 31,5 t ha⁻¹, indicando a boa possibilidade do aproveitamento desse tipo de efluente. A gramínea poderia ser utilizada como alimento para o gado em confinamento ou semiconfinamento, já que o nosso Estado passa por períodos de estiagem no inverno, com até quatro meses de seca. Além disso, foram obtidas melhorias na qualidade do efluente, com remoções de DQO (49,1%), DBO₅ (40,3%), NTK (53,8%) e P total (37,8%).

3.2.6.2 Efluentes domésticos e industriais tratados por sistema integrado de tanque séptico com banhado construído

PHILIPPI *et al.* (1999), monitoraram um sistema integrado de tanque séptico com banhado construído (“ROOT ZONE”), tratando efluentes provenientes do Centro de Treinamento da Companhia de Pesquisa e Tecnologia do Estado de Santa Catarina (EPAGRI), composto de: soro de queijo, gordura, sangue, comida enlatada, carne de porco e esgoto sanitário resultante de aproximadamente 66 pessoas.

O tanque séptico foi construído de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 7229 (ABNT, 1993) e o banhado construído composto de areia, barro e pedra e com impermeabilização no fundo. A planta utilizada foi *Zizaniopsis bonariensis* (PHILIPPI *et al.* 1999).

A Tabela 3.3 mostra a porcentagem de remoção no tanque séptico e no banhado, em relação a cada parâmetro.

Tabela 3.3 - Eficiência de remoção de alguns parâmetros no tanque séptico e no banhado.

Parâmetros	Unidades	Tanque séptico	Banhado
		(%)	(%)
DBO ₅	mg L ⁻¹	32	69
DQO	mg L ⁻¹	33	71
Fósforo Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	13	72
Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ -N	40	80
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	5	78
pH	-	-	-
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	29	61
Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹	-	38

Fonte: PHILIPPI *et al.*, (1999).

O sistema de tratamento, apesar de necessitar de tempo adicional para alcançar a maturidade (2 anos após o tempo de implantação), produziu um efluente bem adequado aos padrões requeridos pela Lei Ambiental do Estado de Santa Catarina. Portanto, a utilização de um sistema integrado de tanque séptico e zona de raízes comportou-se como uma viável tecnologia para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, o que justifica o investimento de estudos mais detalhados neste campo.

3.2.7 Vantagens e desvantagens

O sistema de banhados construídos, como todos outros sistemas para tratamento de esgotos, apresenta suas vantagens e desvantagens, conforme apresentado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Vantagens e desvantagens dos banhados construídos.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo de construção • Fácil operação e manutenção • Remove satisfatoriamente matéria orgânica e sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo • Considerável redução de patógenos 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta demanda de área • Necessidade de substrato, como brita e areia • Suscetível a entupimento dos espaços vazios do substrato • Necessidade de manejo das macrófitas

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2001).

Segundo ESTEVES (1998) pode-se acrescentar, como mais uma vantagem, o fato da biomassa produzida, poder ser utilizada pelo homem para vários fins econômicos, tais como:

- alimentação;
- ração para animais;
- fertilizante de substrato;
- fertilizante de tanque de piscicultura;
- nas indústrias;
- construção civil;
- artesanato.

3.2.8 Operação dos banhados construídos

Alguns cuidados com a operação dos banhados devem ser tomados para melhoria das eficiências, como (MOTTA MARQUES, 1999):

- em princípio, a vegetação estabelecida não deve ser coletada. A coleta é recomendada quando se pretende aumentar a remoção de nutrientes;
- manutenção de sistemas multiespécies, uma vez que cada espécie responde diferentemente

às variações de cargas e têm respostas em diferentes épocas do ano;

- manipulação do regime hidráulico, visando aumentar o acesso de microrganismos à matéria orgânica;
- por meio de estruturas de saída da água é possível controlar o nível d' água no sistema, que deve ser mantido na superfície do substrato ou perto dela, evitando-se a formação de poças;
- destinação final adequada da biomassa produzida. Se utilizada para a alimentação de animais, deve ser verificado se não ocorreu acúmulo de metais, orgânicos ou patogênicos.

3.3 Destinação final da biomassa produzida

O uso da vegetação colhida deve ser destinada para algum fim, seja ele alimentação de animais, compostagem, geração de energia, e até na confecção de artesanato.

MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho trata-se da utilização de um sistema de banhados construídos de fluxo subsuperficial em escala piloto, utilizando macrófita *Typha domingensis* Pers. (macrófita), aplicado como pós-tratamento do efluente proveniente da estação de tratamento de esgoto ETE - Lago do Amor, localizada no campus da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS.

O sistema foi operado em duas fases: de fevereiro/01 a abril/02, quando as unidades foram construídas e realizado o plantio da macrófita, e de junho/02 a janeiro/03, com o início da aplicação do esgoto nas unidades de banhado.

4.1 Localização das unidades experimentais

O local do experimento foi a área de aproximadamente 1 hectare, reservada às instalações da Estação de Tratamento de Esgotos ETE – Lago do Amor, próxima às margens do Córrego Bandeira (Anexo II - Croqui).

4.1.2 Estruturas componentes do sistema de tratamento

O sistema de tratamento consiste de tratamento preliminar realizado por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) localizado na ETE – Lago do Amor, instalada no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, em Campo Grande – MS, e de três unidades de banhados construídos, em paralelo.

4.1.2.1 Tratamento preliminar

O RAFA consiste de um tanque circular, construído em concreto, em escala real, com 250m³ de capacidade.

O reator foi dimensionado para um tempo de detenção de 8 horas. A alimentação é feita por gravidade. O esgoto bruto passa por um sistema de pré-tratamento, que consiste em uma grade fina e de um desarenador (duplo). Após o desarenador tem instalada uma calha Parshall de 3". A estação, possui ainda, um leito de secagem que é utilizado para o descarte do lodo.

A ETE - LAGO DO AMOR atende a uma comunidade de aproximadamente 7860 pessoas (350 leitos hospitalares, 1893 funcionários, 730 professores e 4887 alunos).

4.1.2.2 Unidades de banhados

As unidades de banhados consistem de três tanques de concreto, em paralelo, com dimensões internas de 3m de largura, por 5m de comprimento, por 0,9m de altura e uma declividade de cerca de 2%. Nas proximidades dos dispositivos de entrada e saída foram colocados faixas de 0,5m de brita com diâmetros inferiores a 5cm, até uma altura de 0,5m. Os 4 m restantes de seu comprimento (entre as faixas de brita) foram preenchidos com areia de granulometria média, até a altura de 0,5m, que serve como meio suporte (substrato) para as macrófitas.

Os banhados S1 e S2 com uma densidade de *Typha domingensis* Pers. (unidades com 9 propágulos.m⁻²) e B (banhado não vegetado - controle). A Figura 4.1 mostra uma representação esquemática de uma das unidades de banhado com *Typha* usada no experimento. A vegetação foi transplantada para as unidades de banhado em fevereiro/01.

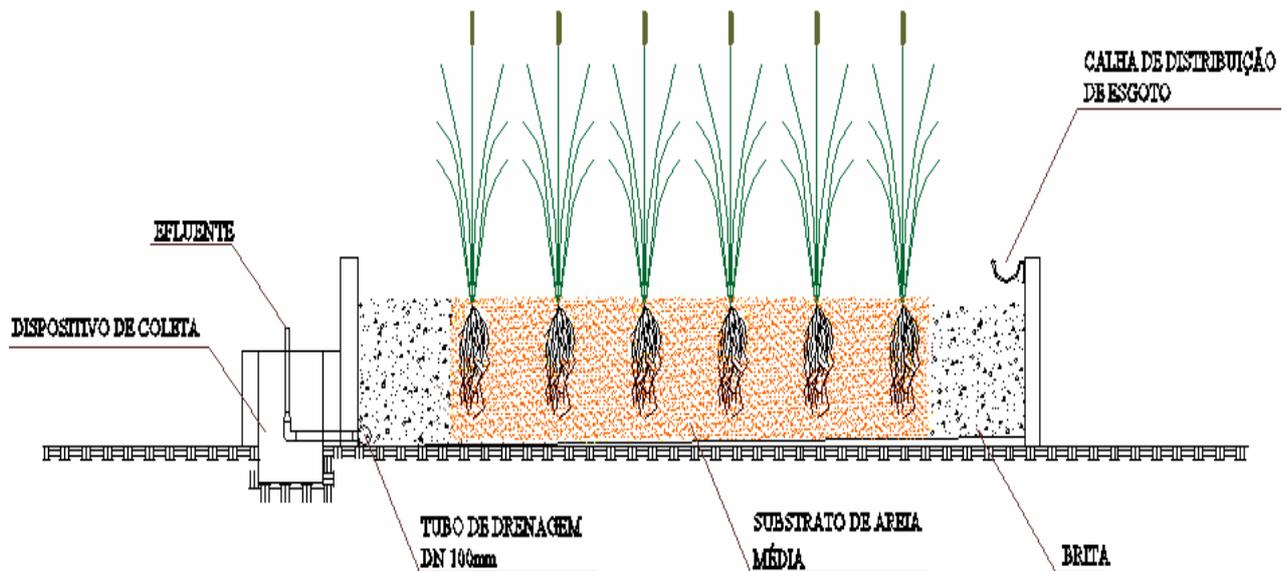


Figura 4.1 – Perfil banhado com macrófitas (*Typha domingensis* Pers.).

4.1.2.3 Sistema de alimentação das unidades de banhados.

O sistema de alimentação das unidades de banhados é formado por uma bomba submersa no poço de sucção, que recalca o efluente do RAFA, até às unidades de banhado, por meio de uma canalização principal, sendo lançado em um reservatório (com volume de 500L). A partir deste reservatório é distribuído para um de menor volume (100L). Daí o esgoto é distribuído para três ramais (em PVC de 25mm, um para cada unidade). Em cada um dos ramais foram instalados dois registros de esferas, um para o interior da unidade, para o controle da vazão, e o outro para fora, para retrolavagens. A distribuição do esgoto nas unidades, com uma vazão média de 2,88 m³d⁻¹, foi feito por uma calha em PVC de 100mm, perfurados de forma a

permitir um lançamento uniforme em toda sua extensão (Figura 4.2). Estas calhas foram afixadas à parede das unidades por meio de presilhas, que permitem sua movimentação e remoção, se necessária.



Figura 4.2 - Estruturas de entrada (canaleta de distribuição).

4.1.2.4 Coleta e lançamento final

Nos banhados o esgoto é conduzido de forma subsuperficial, abaixo cerca de 10cm da superfície. Passa por um dispositivo de saída em PVC de 100mm, perfurado e envolto por uma manta geotêxtil (Bidim), colocado no fundo das unidades, de forma transversal, que verte por um tubo em PVC de 50mm, que pode ser ajustado ao nível d'água desejado na unidade. Desta tubulação o esgoto é conduzido para caixas de coleta (em concreto, uma para cada unidade) e destas para uma canalização em PVC de 75mm, voltando á rede de esgoto bruto.

4.2 Componentes das unidades de banhado.

Entre os componentes fundamentais de banhados construídos encontramos o substrato, as macrófitas e o afluente a ser tratado.

4.2.1 Substrato

O substrato analisado foi areia, cuja determinação granulométrica segue abaixo.

4.2.1.1 Determinação granulométrica do substrato

Para a determinação granulométrica do substrato utilizou-se o método de peneiramento. Uma alíquota de 1kg de areia, seca em estufa a 105°C, durante 24 horas. Passou-se em diversas peneiras de malhas diferentes pesando-se as quantidades retidas em cada uma. Determinou-se a porcentagem em massa de grãos de cada tamanho (porcentagem retida e acumulada) e comparou-se com dados tabelados de classificação de areia. Pelo processo de Porcentagem Retida Acumulada em Peneiras de acordo com a NBR 7211/83 (ABNT, 1983), determinou-se a granulometria da areia utilizada como substrato nas unidades de banhados.

4.2.1.2 Coleta e análises do substrato

A coleta do substrato foi realizada em cada banhado, próximo à entrada, no meio e próximo à saída, e comparadas com o substrato antes da aplicação do esgoto (testemunha).

Para a coleta das amostras do substrato foram obedecidos os procedimentos, segundo SILVA (1999): 1º limpeza do local de amostragem, retirando-se o material orgânico que o cobria; 2º introdução do cavucate a 17-20cm de profundidade, em cerca de 10 pontos, ao acaso, dentro de cada área homogênea; 3º retirou-se 3 porções (subamostras) do substrato de cada unidade de banhado e colocou-se em um balde; 4º misturou-se bem o material proveniente das subamostras, retirando cerca de 200g; 5º transferiu-se para os sacos plásticos devidamente etiquetados e enviou-se para o Laboratório de Análises SOLOS Consultoria e Informática Ltda, onde foram realizadas as análises químicas, físicas e de micronutrientes.

4.2.2 Critérios para a seleção da macrófita

Os critérios básicos para a seleção da macrófita são fundamentados no uso de espécies locais e não em espécies exóticas, e a tolerância a prolongados períodos de submergência ou permanência no sistema, em substrato saturado a maior parte do ano.

Baseado nesses critérios e por apresentar as características necessárias ao experimento, tais como: abundância em que esta planta é encontrada na região que margeia o Lago do Amor; a facilidade com que vegeta, chegando a dar 4 cortes por ano; a função natural de depurar as águas, e a utilização da espécie por outros pesquisadores, selecionou-se a macrófita *Typha domingensis* Pers.

4.2.2.1 Plantio da macrófita

Antes do primeiro plantio, foram realizadas saturações do substrato com água (Figura 4.3), cujo objetivo era manter o substrato encharcado para garantir o desenvolvimento e adaptação inicial da macrófita, e a adição de adubo químico, para auxiliar no desenvolvimento das plantas. A adubação constituiu na aplicação direta de superfosfato simples ($K_2HPO_4 \cdot 7H_2O$), à areia. A partir do primeiro plantio, a adubação foi feita mensalmente, utilizando cerca de 2kg de superfosfato simples por unidade, até o início do lançamento do esgoto.



Figura 4.3 - Saturação do substrato com água, pouco antes do plantio da macrófita.

As mudas das plantas foram retiradas das margens do Lago do Amor (distante, aproximadamente, 200m do sistema de banhados construídos), sendo selecionadas as que, aparentemente, teriam maior probabilidade de se adaptar às mudanças de substrato, a se julgar visivelmente a muda (Figura 4.4). As mudas foram preparadas para o plantio da seguinte forma: tanto suas raízes como seus rizomas foram cortados, respeitando o comprimento de 10 a 15cm (Figuras 4.4 e 4.5). O excesso de terra agregado à raiz foi eliminado e, imediatamente, as mudas foram plantadas dentro de covas feitas na areia, com cerca de nove mudas por metro quadrado, totalizando 216 mudas plantadas, sendo 108 por célula.



Figura 4.4 - Retirada e preparo das mudas da macrófita para o plantio.



Figura 4.5 - Muda da macrófita preparada para o plantio.

No replantio, com intervalo de dois meses do plantio, foram utilizadas 60 mudas, sendo que 40 foram destinadas ao banhado S1.

4.2.2.2 Desenvolvimento da macrófita

O desenvolvimento das macrófitas constituiu na quantificação de seu peso seco, teor de umidade e medidas das alturas atingidas, em diversos períodos, a fim de acompanhar sua produtividade na ausência e presença de esgoto, que está diretamente relacionada com a eficiência do sistema de banhados artificiais.

A periodicidade utilizada para o acompanhamento do desenvolvimento das macrófitas está descrita na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Periodicidade dos parâmetros de avaliação do desenvolvimento da macrófita.

Atividades	Antes da aplicação do esgoto	Após a aplicação do esgoto
Cortes e pesagens das folhas	Após cinco meses do plantio (julho/01)	Junho/02, setembro/02 e janeiro/03
Medida das alturas dos espécimes (média aritmética)	Após cinco meses do plantio (julho/01)	Junho/02, setembro/02 e janeiro/03
Avaliação do tamanho dos rizomas e raízes	Após cinco meses do plantio (julho/01)	Após 2 anos (janeiro/03)

Para a determinação do peso seco e do teor de água das macrófitas foram utilizadas metodologias adotadas por ESTEVES (1979): Pesa-se uma alíquota do material ou todo o material obtido em 1/4 de m², numa estufa a 105°C. O término da secagem acontece quando o material atinge o peso constante, cerca de 6 a 12 horas. Depois de frio, pesa-se o material e o resultado é expresso em gPS m⁻² ou t ha⁻¹, conforme equação 8.

$$TA = \frac{(PI - PS)}{PI} \cdot 100 \quad (8)$$

Onde:

TA: teor de água, em %

PI: peso inicial, em g

PS: Peso após a secagem, gPS ou t/ha.

4.2.2.3 Coleta e análises das folhas da macrófita

A coleta das folhas foi feita de forma aleatória, onde foram colhidas as folhas com aparência mais sadia, logo no início da manhã. Colheu-se cerca de 300g de amostra, que foram envoltas em folha de papel pardo, devidamente identificada, e enviada ao Laboratório de Análises SOLOS Consultoria e Informática Ltda, onde foram realizadas as análises de macro e micronutrientes.

4.2.3 Características do esgoto

Para avaliar a eficácia do sistema de tratamento por banhados, amostras de afluentes e efluentes, foram coletadas mensalmente em cada uma das unidades, de maneira a permitir da melhor forma possível, comparações entre as diferentes unidades.

4.2.3.1 Esgoto afluente e efluente

Para verificar a performance dos banhados em operação, coletas e análises do afluente e efluente dos banhados foram realizadas mensalmente, entre junho/02 a janeiro/03. As análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da UFMS, de acordo com as técnicas preconizadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed (APHA; AWWA; WPCF, 1998).

A seleção dos parâmetros monitorados baseou-se naqueles normalmente encontrados na bibliografia, para permitir comparações e também naqueles recomendados pela legislação. O grande número de parâmetros a serem analisados deveu-se a necessidade de encontrar os parâmetros básicos de rotina e os de monitoramentos esporádicos, para o controle de sistemas de banhado.

A Tabela 4.2, mostra a relação dos parâmetros físico-químicos, bacteriológicos, técnicas analíticas utilizadas e unidades.

Os equipamentos utilizados nas análises foram: pHmetro modelo: DM2; marca: Digimed, turbidímetro modelo: 2100P; marca: HACH e condutivímetro modelo: SensIon5; marca: HACH.

Tabela 4.2 - Parâmetros físico-químicos, bacteriológicos, técnicas analíticas e unidades.

Parâmetros	Unidades	Técnicas analíticas
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico, Standard Methods
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	Titulométrico, Standard Methods
Condutividade	μS/cm	Potenciométrico, Standard Methods
DBO ₅	mg L ⁻¹	Azida modificado, Standard Methods
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	Refluxo fechado, Standard Methods
Fosfato total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	Cloreto estansoso, Standard Methods
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	Macro-Kjeldahl, Standard Methods
Nitrogênio nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N	Espectrofotométrico, Standard Methods
Nitrogênio orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	Diferença entre NTK e Nitrogênio Amoniacal
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	Macro-Kjeldahl, Standard Methods
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	Azida modificado, Standard Methods
pH	-	Potenciométrico, Standard Methods
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹ SST	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Turbidez	UNT	Nefelométrico, Standard Methods
Temperatura da amostra	°C	Termômetro de mercúrio, Standard Methods
Temperatura do ambiente	°C	Termômetro de mercúrio, Standard Methods
Coliformes totais	NMP/100mL	Tubos múltiplos, Standard Methods
Coliformes fecais	NMP/100mL	Tubos múltiplos, Standard Methods

4.3 Metodologia estatística

Para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias dos três banhados, durante o período monitorado, foi testada a análise de variância das médias de amostras de mesmo tamanho, ao nível de significância (α) de 10 %, seguidos do teste F , desvio padrão e as diferenças de eficiências de remoção e variação de poluentes entre a médias dos banhados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos foram divididos em duas fases: a 1ª de fevereiro/01 a junho/02, período que antecedeu ao início da operação dos banhados com o esgoto proveniente da ETE; e a 2ª de junho/02 a janeiro/03, onde o sistema operou com uma aplicação média de $2,88\text{m}^3/\text{dia}^{-1}$ do esgoto tratado pela ETE.

5.1 Problemas encontrados e soluções adotadas durante o monitoramento

Vários problemas foram detectados durante o monitoramento dos banhados. Foram observadas menores eficiências de remoção (resultados de alguns parâmetros das análises físico-químicas) e produtividade (biomassa) ao longo do trabalho, quando comparados os banhados S1 e S2. Abaixo estão listados alguns dos problemas encontrados e soluções tomadas:

- Má operação do RAFA da ETE – Lago do Amor.

Efeito negativo: entupimento da canalização proveniente dos reservatórios, devido a perda de lodo do reator.

Solução: monitoramento e descargas mais freqüentes do lodo da ETE e limpeza dos reservatórios de distribuição de esgoto aos banhados.

- Entupimento dos furos da calha de distribuição do esgoto nos banhados.

Efeito negativo: distribuição não uniforme do esgoto, devido à presença de sólidos (excesso de lodo), provenientes da ETE.

Solução: Limpeza mais freqüente da calha de distribuição.

- Períodos sem lançamento de esgoto nos banhados, devido a entupimentos nas tubulações que levam o esgoto bruto até à ETE, ficando a mesma sem esgoto para tratar. Problemas de falta de energia na ETE, deixando a bomba que alimenta os banhados desligada.
- Efeito negativo: ressecamento das plantas, iniciando nas pontas e depois em todo o seu comprimento, podendo levar a morte, necessitando fazer replantios.

Solução: manter os banhados com nível de água necessária para manter vivas as plantas, através de regas.

- Morte, demora no crescimento e adaptação das mudas plantadas no banhado S1.

Efeito negativo: falhas de preenchimento, menores eficiências de remoções encontradas nos resultados de alguns parâmetros analisados, ocasionando diferenças de resultados entre os banhados

Solução: replantio de mudas para preenchimento das falhas.

- Possível colmatação do substrato devido a grandes quantidades de sólidos, provenientes do lodo da ETE.

Efeito negativo: decaimento na remoção de nutrientes, bem como queda na produção de biomassa, uma vez que o excesso de sólidos do lodo e de matéria orgânica acumulada na superfície forma uma camada isolante.

Solução: operar sistemas programados, para certo período de descanso.

5.2 Resultados da determinação granulométrica do substrato

Os resultados da determinação granulométrica estão mostradas nas Tabelas 5.1 e Tabela 5.2.

Tabela 5.1 - Análise granulométrica do substrato .

Abertura das peneiras (mm)	% Retida acumulada (%)	Limite inferior zona 3 (areia média)	Limite superior zona 3 (areia média)
0,15	97	90	100
0,30	72	70	92
0,60	34	41	45
1,20	12	10	45
2,40	5	0	25
4,80	2	0	11
6,30	0	0	7
9,50	0	0	0

DIMENSÃO CARACTERÍSTICA = 2,4 mm
Módulo de finura = 2,22

Tabela 5.2 - Limites granulométricos da NBR 7211/83.

Peneiras ABNT (mm)	Zona 1 (areia muito fina)	Zona 2 (areia fina)	Zona 3 (areia média)	Zona 4 (areia grossa)
9,5	0	0	0	0
6,3	0 a 3	0 a 7	0 a 7	0 a 7
4,8	0 a 5	0 a 10	0 a 11	0 a 121
2,4	0 a 5	0 a 15	0 a 25	5 a 40
1,2	0 a 10	0 a 25	10 a 45	30 a 70
0,6	0 a 20	21 a 40	41 a 45	66 a 85
0,3	50 a 85	60 a 88	70 a 92	80 a 95
0,15	85 a 100	90 a 100	90 a 100	90 a 100

5.3 Plantio e desenvolvimento da macrófita

Do total de mudas plantadas, 45% apresentou crescimento a partir do rizoma, onde se constatou um crescimento médio de 19cm, na primeira semana após o plantio. Na terceira semana, apresentaram altura média de 87cm, conforme pode ser observado pela curva exponencial da Figura 5.1.

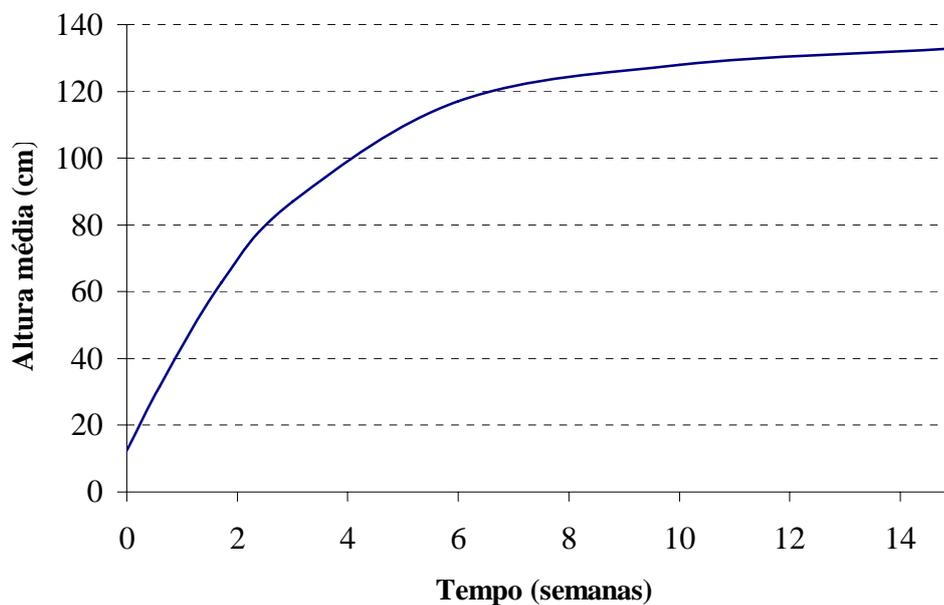


Figura 5.1 - Curva de crescimento da *Typha domingensis* Pers.

Como pôde ser observada na Figura 5.1, com três meses, as plantas atingiram a uma altura de 1,30m, o que corresponde a 65% da altura dos espécimes mantidos em seu habitat original (POTT & POTT, 2000). Após quatro meses do primeiro plantio a estabilidade das macrófitas foi atingida, não ocorrendo morte de nenhuma muda. Vale destaca, no entanto, que as mudas

preparadas a partir de espécimes mais jovens, adaptaram-se mais facilmente, do que as oriundas de plantas mais velhas.

Verificou-se uma taxa de mortalidade das mudas de cerca de 28% por morte do rizoma (Figura 5.2). Foi observado um maior índice de morte das plantas no banhado S1, devido provavelmente a problemas de adaptação das mesmas nesse banhado, mesmo assim, pode ser considerado como bem sucedido, superando as expectativas (Figura 5.3).



Figura 5.2 - Morte dos rizomas da muda da *Typha domingensis* Pers.



Figura 5.3 - Macrófitas após 2 semanas de plantio.

Após cinco meses do plantio, a altura média atingida foi 2,10m, o comprimento do rizoma foi igual a 20cm, e das raízes 25cm. Nessa época, as folhas do banhado S1 apresentaram peso seco igual a 12,8 t ha⁻¹ e biomassa verde de 43,9 t ha⁻¹, enquanto que as folhas do banhado S2 apresentaram peso seco igual a 34,1 t ha⁻¹ e biomassa verde de 57,1 t ha⁻¹ (Figura 5.4). Pode-se observar que a altura atingida em cinco meses corresponde à altura estimada na literatura

para uma planta adulta (POTT & POTT, 2000).

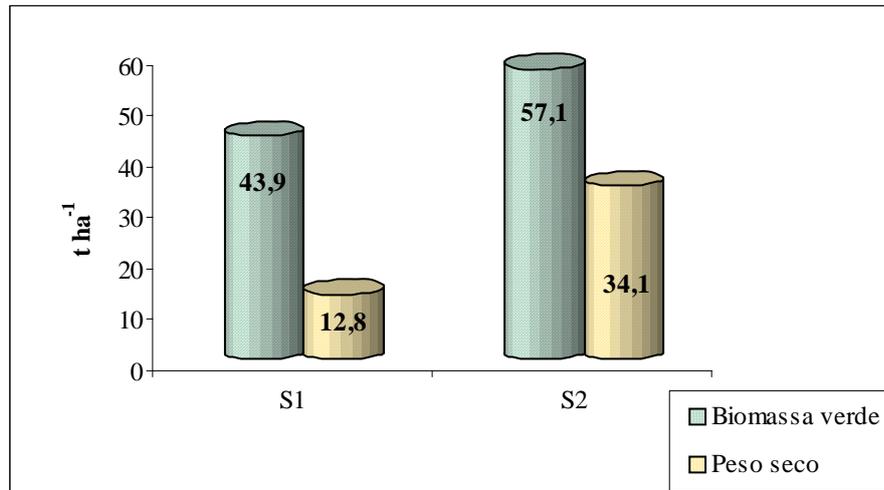
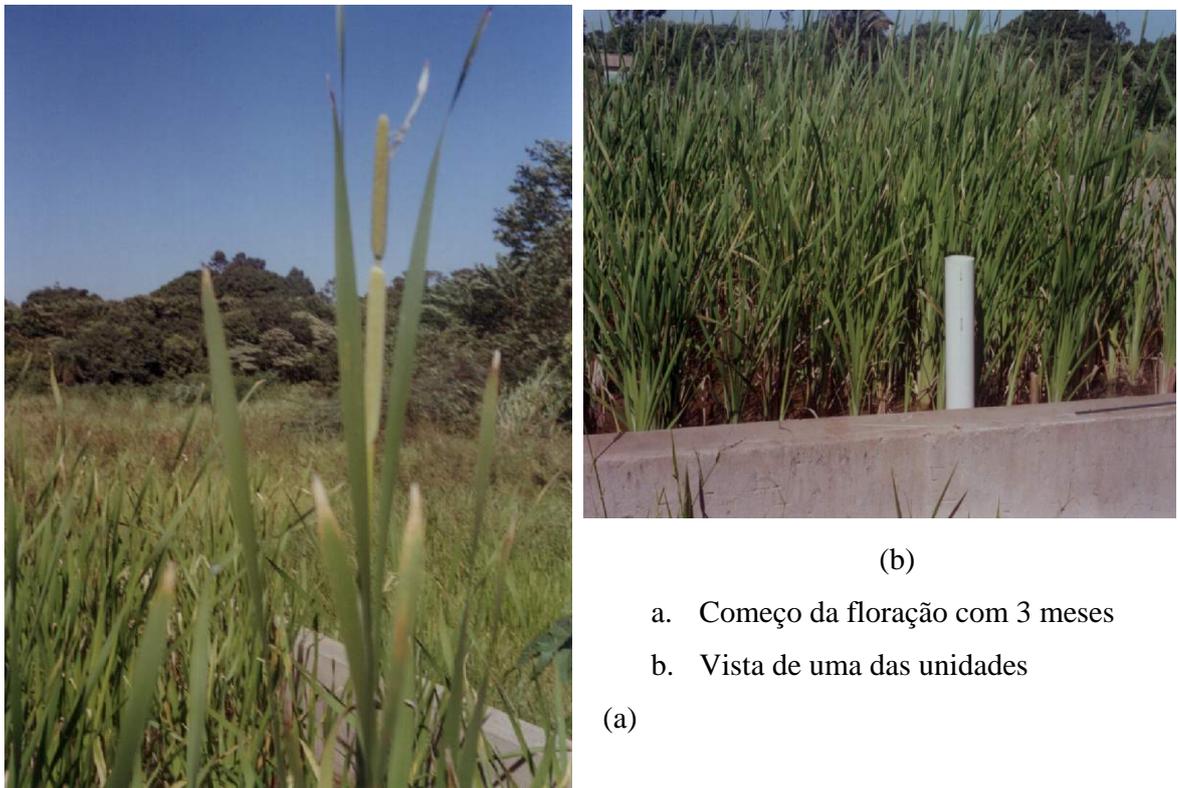


Figura 5.4 - Produtividade das macrófitas em julho/01, antes do lançamento.

Observou-se também, que os espécimes plantados nos banhados floresceram na mesma época das plantas mantidas em seu habitat natural (margem do Lago do Amor), o que indica uma boa adaptabilidade das plantas ao novo substrato (Figura 5.5). Este fato mostra também que plantadas as mudas em fevereiro, em julho, aproximadamente, o banhado está pronto para ser utilizado no tratamento de esgoto. Outro ponto observado foi a facilidade de propagação que as macrófitas apresentaram em se estabelecer na região das britas, mostrando ser esta mais uma opção de substrato a ser utilizado.



(b)

a. Começo da floração com 3 meses

b. Vista de uma das unidades

(a)

Figura 5.5 - Aspecto da macrófita em abril/01 (3 meses após o plantio).

No Estado de Mato Grosso do Sul, as *Typhas* sp são abundantes, principalmente no Pantanal, onde o clima, substrato, topografia e o regime pluvial são bastante favoráveis ao desenvolvimento das mesmas. Isto favorece o seu incremento em tratamentos de efluentes, como esse sistema de banhados artificiais.

5.4. Resultados das análises químicas e de micronutrientes do substrato

Na Tabela 5.3 está a caracterização química do substrato, após o início da operação com o esgoto.

Tabela 5.3 - Caracterização química do substrato dos banhados, após o lançamento do esgoto.

	pH	P	MO	K	Ca	Mg	Al	H	S	CTC	V
	CaCl ₂	(mg L)	(g L)				(g L)				(%)
T	6,79	6,87	0,45	0,02	-	-	-	0,07	0,72	0,79	91,1
B	7,43	10,84	0,30	0,03	0,67	0,45	-	0,09	1,15	1,24	82,7
S1	6,90	20,43	0,74	0,02	0,55	0,42	-	0,22	0,99	1,20	89,7
S2	6,86	22,56	0,47	0,02	0,57	0,38	-	0,12	0,97	1,09	92,2

S = soma das bases; V = saturação de bases; CTC = capacidade de troca de cátions.

(-) – não detectado.

Segundo CLARO (2001), a caracterização química do substrato apresentou baixos teores de bases (K, Ca e Mg), indicando pouca disposição para a degradação da matéria orgânica. Os valores da CTC indicam a capacidade de troca de cátions existentes, e por se tratar de um substrato arenoso, com pouca CTC, apresentou baixos teores de matéria orgânica (MO) disponível.

Com relação ao fósforo (P), os resultados mostram a disponibilidade desse elemento na solução, ou seja, a diferença encontrada de concentração no banhado B em relação ao S1 e S2, pode estar relacionada com a grande variedade de microbiota existente nestes banhados, estariam disponibilizando, uma parte do fósforo para as plantas e outra para o substrato.

Os demais parâmetros não tiveram variações expressivas.

As concentrações dos micronutrientes do substrato analisado dos banhados estão apresentadas na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Concentrações de micronutrientes analisados nos substratos.

	(mg L ⁻¹)				
Tratamento	Fe	Mn	Zn	Cu	B
T	401,24	22,81	2,24	1,26	0,07
B	164,15	11,87	2,09	0,96	0,05
S1	216,82	4,69	4,43	1,65	0,08
S2	226,60	3,97	5,01	1,41	0,07

Os resultados de micronutrientes do substrato devem ser avaliados levando-se em consideração as relações substrato-planta. Os maiores valores de micronutrientes encontrados nos substratos analisados foram de ferro (Fe), 216,82, 164,15 e 226,60 mg.dm⁻³, para S1, B e S2, respectivamente. O aumento na concentração de ferro observada nos banhados S1 e S2, comparada ao encontrado no banhado B, caracteriza a dissolução de compostos ferrosos de substratos úmidos, onde a matéria orgânica presente e incorporada na zona de raízes das plantas, se decompõe, consumindo oxigênio, produzindo gás carbônico, o qual é solubilizado a compostos de ferro (POLPRASERT *et al*, 1998).

Com relação ao manganês (Mn) foram encontradas concentrações menores nos banhados S1 e S2, o que pode caracterizar uma maior absorção desse micronutriente pelas plantas.

De acordo com CLARO (2001), o sistema radicular das plantas em substratos encharcados apresenta uma lenta absorção de zinco (Zn) para as outras partes da planta, o que caracteriza uma maior disponibilidade desse elemento nos substratos dos banhados S1 e S2.

Substratos arenosos como o em estudo, com baixos teores de matéria orgânica, podem apresentar pequenas concentrações de cobre (Cu). Um dos motivos é a perda por lixiviação.

Considerados teores de boro (B) <5 mg L⁻¹, insuficientes ao substrato, os valores encontrados, <1 mg L⁻¹, para o substrato em estudo, mostram que as concentrações de boro podem ter sido absorvidas e incorporadas a biomassa das plantas.

Num contexto geral, segundo CLARO (2001), pode-se dizer que o substrato em questão, apresenta, com exceção do boro (B), teores de micronutrientes mínimos adequados para o desenvolvimento de diversas espécies vegetais.

Observou-se que o esgoto proveniente do RAFA não contribuiu com concentrações de Fe, Mn, Zn, Cu e B, uma vez que, as concentrações dos micronutrientes nos banhados tiveram valores menores que as encontradas no substrato testemunha (T).

5.5 Resultados do desempenho da *Typha domingensis* Pers.

a) Biomassa verde

Na Figura 5.6 apresentam-se os valores médios de produtividade da *Typha domingensis* Pers. nos banhados S1 e S2, expressa em biomassa verde e peso seco, obtidos nos cortes de avaliação.

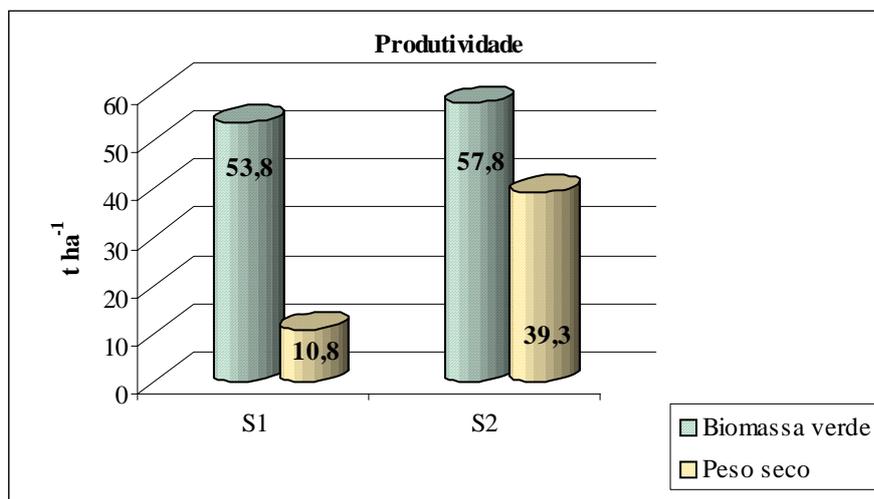


Figura 5.6 - Valores médios de produtividade da *Typha domingensis* Pers. em abril/02 (t ha⁻¹).

Na Figura 5.6, observa-se valores de biomassa verde para S1 e S2 próximos, e peso seco com maior variação para o banhado S1. Estes valores podem ser explicados pela morte de um número considerável de macrófitas nos períodos em que o sistema ficou parado (14/10/02 a 18/10/02) e (01/12/02 a 05/12/02), sendo apenas irrigado com água para manter a umidade. Como o banhado S1 já vinha apresentando problemas com relação ao desempenho das macrófitas, a paralisação do lançamento veio a contribuir para o decréscimo dos valores do peso seco. Os cortes ocorreram apenas com o banhado em pleno funcionamento, pois caso contrário, todos os espécimes poderiam morrer.

b) Alturas médias

Outro parâmetro avaliado foi à altura das macrófitas. Para analisar seu desenvolvimento em relação ao que ocorre em seu habitat natural, a medição foi feita em três épocas diferentes, correspondentes a 3, 6 e 10 meses do início da operação com o esgoto. Os valores obtidos foram expressos em alturas médias em três pontos das unidades de banhado, entrada, centro e saída. Podemos observar diferenças nas alturas médias dos banhados S1 e S2, Figuras 5.7, 5.8 e 5.9.

Pelas figuras nota-se que não se pode comparar os banhados de uma data para outra, pois não houve um pré-estabelecimento de tempo para o intervalo de cortes, possivelmente influenciou nos diferentes resultados entre os dois banhados, aliado a outros fatores como, períodos de chuva e seca, insolação, morte natural das plantas.

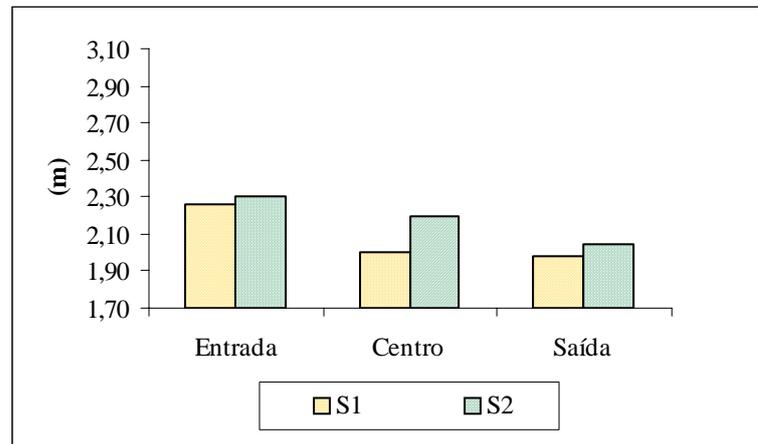


Figura 5.7 - Alturas médias das macrófitas indicados nos três pontos de cada unidade de banhado após 3 meses do início da operação com o esgoto.

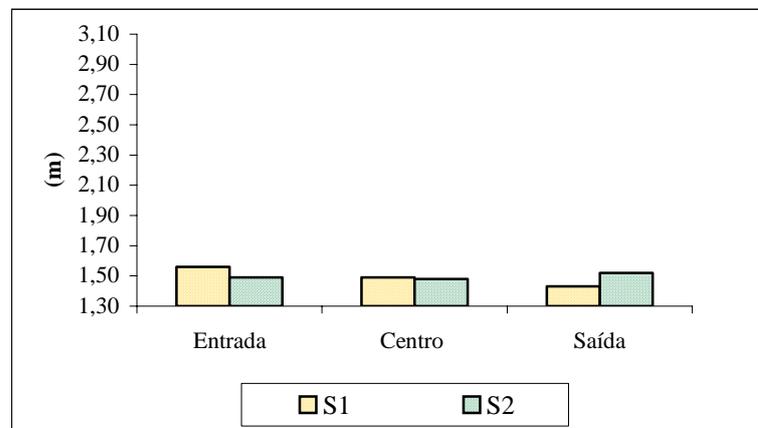


Figura 5.8 - Alturas médias das macrófitas indicados nos três pontos de cada unidade de banhado após 6 meses do início da operação com o esgoto.

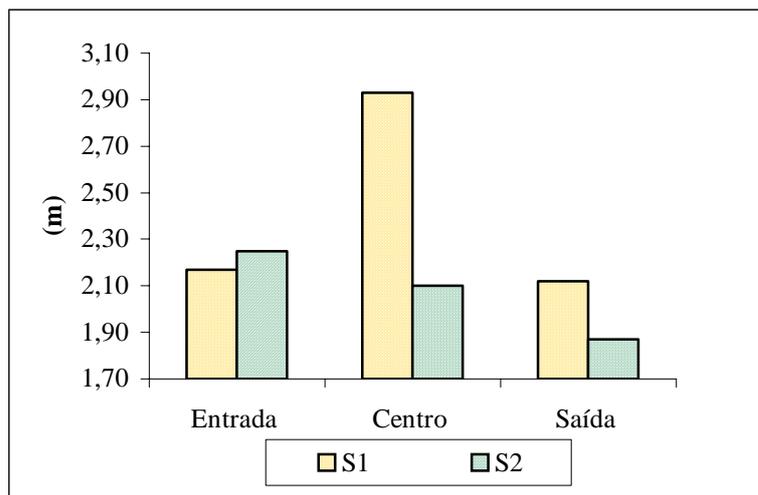


Figura 5.9 - Alturas médias das macrófitas indicados nos três pontos de cada unidade de banhado após 10 meses do início da operação com o esgoto.

Com 3 meses de operação dos banhados com o esgoto, observou-se que a maior média com relação às alturas das macrófitas, se concentra na entrada dos banhados e decai até a saída.

Um dos motivos pelo qual as médias mais altas se localizaram na entrada, nessa data, foi determinado por uma maior concentração de nutrientes nesses pontos. Ao longo do banhado, a concentração de nutrientes diminuiu, proporcionando uma condição de crescimento menor que a entrada.

Observou-se também que os dois banhados não apresentaram crescimentos semelhantes e que a diferença de altura entre os dois banhados, deveu-se a realização de um replantio de mudas no banhado S1, 1 mês antes do início da operação com o esgoto, para repor falhas encontradas na distribuição por m², principalmente do meio para a saída. Quando foram realizadas as medições, as plantas localizadas na entrada, por serem mais maduras que as demais, apresentaram maiores alturas. As que haviam sido replantadas, ainda jovens, apresentaram alturas menores. Já o banhado S2 apresentou um melhor rendimento com relação ao desenvolvimento das macrófitas.

Após 6 meses, observou-se inversão de valores de altura entre S1 e S2. As menores alturas, desta vez, foram encontradas no banhado S2, que devido à falta de alimentação de esgoto, passou a apresentar sinais de falta de água, acarretando, inicialmente ressecamento nas pontas das folhas e baixas remoções de fósforo total, que pode ser observado na Figura 5.12, que mostra o comportamento do fósforo durante o período monitorado. Com relação a S1, que embora também tenha ficado sem receber esgoto, como visto anteriormente, passou por um período de alagamento. Tal fato, manteve o seu substrato com reservas líquidas, o que proporcionou menor impacto, portanto, maiores alturas.

Depois de sanados os problemas, observou-se que as macrófitas do banhado S2, tanto na entrada, quanto no meio e saída, apresentaram alturas bastante próximas, o que caracteriza o amadurecimento do sistema de raízes.

Com 10 meses de operação, as macrófitas da entrada do banhado S1, por apresentarem mais maturidade e menores rendimentos com relação ao crescimento, apresentaram alturas menores que as da parte central, replantadas em maio, podendo ser consideradas ainda jovens, com maior vigor e maiores alturas.

Os rizomas, bem como as raízes das macrófitas também tiveram suas medidas tiradas, e o que se observou foi que tanto uma quanto a outra estão bem adaptadas ao meio, sendo estruturas responsáveis no acolhimento de microrganismos realizadores de transformações químicas e biológicas, nesse sistema. Quando comparadas com os tamanhos obtidos após cinco meses (20cm para os rizomas e 25cm para as raízes), os mesmos apresentaram valores de 25cm e 29,5cm para os rizomas e raízes, respectivamente.

5.6 Resultados das análises de macro e micronutrientes das folhas

As Tabelas 5.5 e 5.6 mostram os resultados das análises de macro e micronutrientes, respectivamente, das folhas da *Typha domingensis* Pers.

Tabela 5.5 - Resultados das análises de macronutrientes das folhas da *Typha domingensis* Pers. em g.kg⁻¹.

N	P	K	Ca	Mg	S
19,99	3,42	30,75	10,89	4,44	1,70

Os macronutrientes N (nitrogênio), P (fósforo) e o K (potássio) são os nutrientes primários que geralmente tornam-se deficientes no substrato antes dos demais, porque as plantas os usam em quantidades relativamente grandes.

A maior parte do nitrogênio (N) do substrato está no depósito orgânico (resíduos orgânicos das macrófitas, inclusive biomassa de microrganismos do solo) e não está prontamente disponível para as plantas, estando sujeito à lixiviação e ao movimento com a água e a sedimentação. Com relação ao valor encontrado, observou-se que o nitrogênio (N) incorporado às folhas, apresentou valores baixos, quando comparados com o valor de potássio (K), ou o valor de K foi um valor muito alto, pois, os mesmos, na maioria das plantas apresentam uma relação de N:K de 1:1, ou bem próximos disto.

O baixo valor de fósforo (P) encontrado, deve-se possivelmente, aos processos de colmatagem do substrato, uma vez que reduz a aeração e o espaço poroso na zona radicular. Isto reduz a absorção de fósforo e o crescimento das plantas; diminui também o volume do solo que as raízes podem penetrar, limitando o acesso das mesmas ao fósforo do solo.

Os valores de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e o enxofre (S) encontrado coincidem com os valores encontrados na literatura e são considerados macronutrientes secundários em relação a não exigência dos mesmos pelas plantas, em grandes quantidades.

Tabela 5.6 - Resultados das análises de micronutrientes das folhas da *Typha domingensis* Pers. em mg.kg⁻¹.

Fe	Mn	Zn	Cu	B
558,43	205,19	41,13	14,25	25,87

Em função de não serem translocados dentro da planta, as maiores quantidades de ferro (Fe) e manganês (Mn) são encontradas na parte foliar, como observado na Tabela 5.6.

Os valores de zinco (Zn), cobre (Cu) e de boro (B) encontrados apresentaram menores concentrações, uma vez que são entre os micronutrientes, os de menor exigência para as plantas.

Segundo CLARO (2001), todos os resultados de micronutrientes encontram-se dentro da faixa adequada para o desenvolvimento de uma planta.

5.7 Tempo de detenção

O tempo de detenção calculado para o sistema de banhados foi baseado na equação 5.

Foram adotados para a brita e para a areia os valores de n da Tabela 3.2, que são 0,35 e 0,42, respectivamente. Os resultados são mostrados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Valores do tempo de detenção para a areia e para a brita.

Material	n	As (m^2)	D (m)	Q ($m^3 \cdot d^{-1}$)	t (d)
Areia	0,42	12,0	0,50	2,88	0,875
Brita	0,35	3,0	0,50	2,88	0,182
Total	-	-	-	-	1,057

O tempo de detenção obtido foi de 1,057 dias, ou 25,368 horas, o que caracteriza um tempo de detenção pequeno, quando comparado com os resultados de REDDY & DEBUSK (1984), que reporta como ótimo, um tempo de detenção de 6 a 7 dias.

5.8 Afluente e efluente

É importante ressaltar que o tratamento de águas residuárias em sistemas de banhados construídos é relativamente recente no país, existindo outros tipos de tratamento muito bem consolidados. Entretanto, para efeito de monitoramento, deve-se obedecer aos padrões de lançamento de efluentes da legislação vigente. No caso do Mato Grosso do Sul, a legislação ambiental vigente é a Resolução CECA/MS 003/1997.

O esgoto a ser tratado é caracterizado por descargas da lavanderia do Hospital Universitário, uso de laboratórios e sanitários, e atividades do Restaurante Universitário. Apresenta uma relação $DBO_5:N:P$ de 206,8:24,3:5,30, mostrando ser um esgoto fraco, mas que possui os nutrientes necessários ao tratamento biológico de esgotos. Com relação à presença de microrganismos foram encontrados no lodo anaeróbio, $5,0 \times 10^7$ coliformes fecais em 100mL, cistos de *Entamoeba coli* e cistos de *Endolimax nana*.

Para efeito de comparação é apresentada na Tabela 5.8 algumas características dos padrões de

lançamento de efluentes em águas superficiais, segundo a Resolução do CONAMA 20/1983 e Resolução CECA/MS 003/1997.

Tabela 5.8 - Valores máximos permissíveis de lançamento de efluentes em águas superficiais, segundo a Resolução CONAMA 20/1983 e Resolução CECA/MS 003/1997.

Parâmetros	Unidades	CONAMA 20	CECA 003
Temperatura da amostra	°C	40	40
DBO ₅	mg L ⁻¹	-	60
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	5,0	5,0
pH	-	5,0 - 9,0	5,0 - 9,0
Coliforme fecal	NMP/100mL	-	4000
Coliforme total	NMP/100mL	-	20000

Da comparação, verifica-se a introdução do parâmetro DBO₅ e coliformes totais e fecais na legislação estadual, em relação a legislação federal.

Na Tabela 5.9 estão apresentados os resultados das concentrações médias e desvio padrão, e eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados no período de junho/02 a janeiro/03. Com estes resultados pode-se fazer comparações, observando qual dos banhados apresentou os melhores resultados, no tratamento em relação ao afluente.

Tabela 5.9 - Concentrações médias e desvio padrão, e eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados no período de junho/02 a janeiro/03.

Parâmetros	Unidades	E	S1	%	B	%	S2	%
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	176±47	152±38	*13,6	139±57	*21,0	160±47	*9,1
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	77±2	44±4	47,1	48±4	37,7	44±6	42,8
Condutividade	µS/cm	516±88	474±79	*8,1	494±84	4,3	519±88	*-0,6
DBO ₅	mg L ⁻¹	67±34	6±2	91	29±5	56,7	6±3	91
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	268±65	61±26	77,2	79±48	70,5	49±22	81,7
Fosfato total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³	2,8±1	1,6±0,7	42,9	1,5±0,6	46,4	1,6±0,6	46,7
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃	26±8	9±4	65,3	17±2	34,6	9±4	65,3
Nitrogênio nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻	0,59±0,7	0,64±0,9	-8,5	0,47±0,6	20,3	0,52±0,5	11,9
Nitrogênio orgânico	mg L ⁻¹ N	7±5	2±2	71,4	2±1	71,4	1±1	85,7
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L ⁻¹ N	33±7	12±7	63,3	18±1	45,5	10±4	69,7
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0±0	0,8±0,4	-	0,5±0,3	-	1,0±0,6	-
pH		6,9±0,1	6,8±0,2	*1,4	7,2±0,3	*4,3	6,8±0,3	*1,4
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹ SST	160±50	43±9	73,1	64±18	60,0	27±12	83,1
Turbidez	UNT	66±26	3±2	95,5	5±3	92,5	3±2	95,5
Coliforme total	NMP/100mL	2,8x10 ⁶ ± 3,3x10 ⁵	8,0x10 ⁴ ± 1,2x10 ³	97,1	4,1x10 ⁵ ± 3,9x10 ⁴	85,3	3,0x10 ⁴ ± 5,6x10 ³	98,9
Coliforme fecal	NMP/100mL	9,4x10 ⁵ ± 5,7x10 ⁵	2,3x10 ⁴ ± 4,4x10 ³	97,5	2,3x10 ⁵ ± 2,1x10 ⁴	75,5	3,2x10 ³ ± 6,5x10 ²	99,7
Temperatura ambiente	°C	26±2	26±2	--	26±2	--	26±2	--
Temperatura amostra	°C	24±2	23±2	--	23±2	--	22±2	--

Legenda: E = entrada dos banhados (efluente do RAFA); S1 = saída do banhado 1 (vegetado); B = saída do branco (não vegetado); S2 = saída do banhado 2 (vegetado); % = eficiência de remoção; (-) sinal negativo = eficiência negativa; (*) = observou-se variação desses parâmetros e não a eficiência de remoção; (--) = não analisado.

Os resultados das análises estatísticas são apresentados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 - Resultados das análises estatísticas.

Parâmetros	Unidades	F ₀ (α=10%)
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,11
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	0,11
Condutividade	μS.cm ⁻¹	1,21
DBO ₅	mg L ⁻¹	3,52
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	2,40
Fosfato total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³	0,42
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃	2,82
Nitrogênio nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻	3,11
Nitrogênio orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃	0,03
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L ⁻¹ N	4,52
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	1,75
pH		2,40
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹ SST	4,35
Turbidez	UNT	0,02
Coliforme total	NMP/100mL	0,03
Coliforme fecal	NMP/100mL	0,19
Temperatura ambiente	°C	NA
Temperatura amostra	°C	0,12

(NA) - Não analisado estatisticamente.

Com os resultados da Tabela 5.10 pôde-se analisar a influência da utilização ou não de banhados com a macrófita selecionada.

De acordo com o descrito no item 4.2.3.1 em materiais e métodos, onde é grande o número de parâmetros a serem analisados, foi necessário encontrar os parâmetros básicos de rotina e os de monitoramentos esporádicos, para o controle do sistema de banhados. Baseado nesta introdução, nos resultados obtidos na Tabela 5.9 e das análises estatísticas da Tabela 5.10, os parâmetros alcalinidade total, cloreto, e condutividade, apesar de terem sido analisados mensalmente, podem ser classificados como de monitoramento esporádicos.

5.9 Discussão dos resultados dos parâmetros analisados

As discussões que seguem foram baseadas nos resultados apresentados nas Tabelas 5.9 e 5.10.

a) Parâmetros de monitoramento esporádicos

As variações da alcalinidade observadas na Tabela 5.9 podem estar relacionadas com a ocorrência de processos de mineralização, principalmente nitrificação, ocorridas nos banhados S1 e S2.

Com relação aos valores de cloreto, pode-se dizer que a remoção foi satisfatória, chegando a remover 44% em S1 e S2, e 48% no banhado sem macrófita.

A condutividade, outro parâmetro classificado como de monitoramento esporádico, não apresentou variação no decorrer do monitoramento.

Comparando-se o valor de F_0 da Tabela 5.10 com o valor tabular F_{α} , conclui-se que ao nível de 10% de significância, os valores de alcalinidade total, cloreto e condutividade, não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, observando que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na remoção/variação desses parâmetros.

b) Matéria orgânica

Os parâmetros mais usuais, no Brasil, de medição de poluição orgânica aplicado às águas residuárias são a DBO_5 e a DQO.

- **DBO_5**

A eficiência na remoção de DBO_5 nos banhados S1 e S2 (91,0%) e em B de (56,7%) está de acordo com os resultados de eficiência de outros banhados construídos (MOTTA MARQUES *et al*, 2000).

A Figura 5.10 mostra o comportamento da variação de DBO_5 dos banhados.

Como observado na Figura 5.10, o comportamento de DBO_5 nos banhados S1 e S2, ao longo do monitoramento, mostrou-se bastante equilibrado, com pequenas variações nas concentrações, evidenciando a função da rizosfera na retenção de matéria orgânica. Sugerindo então, que esse tipo de vegetação possa melhorar a capacidade de atuação do substrato através de densas raízes e da grande área de biomassa, aumentando a atividade metabólica

microbiana, e por transportar oxigênio extra para o substrato através de seus tecidos aerênquimáticos (TANNER *et al.*, 1995).

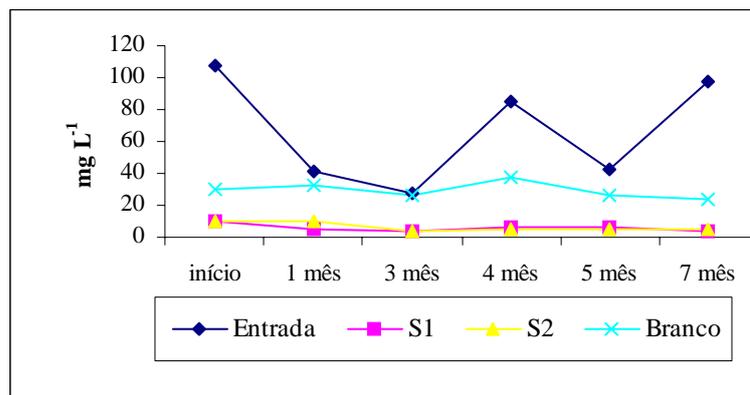


Figura 5.10 - Comportamento da variação de DBO_5 nos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

De acordo com KARATHANASIS *et al.* (2003), é provável que as raízes das plantas e seus resíduos proporcionam um acomodamento mais efetivo, do que somente o substrato, na remoção da DBO_5 . Ao mesmo tempo, aumenta a junção da área de superfície e a fonte de alimento para as populações microbianas.

Conforme observado na Figura 5.10, apesar de terem ocorrido remoções de 91% nos banhados S1 e S2, existiu uma pequena faixa impedindo que esta remoção alcançasse 100%. Isto deve estar provavelmente relacionado a uma contribuição de biomassa morta sobre o substrato, para a DBO_5 do efluente (THOMAS *et al.*, 1995), ou possivelmente ao fato das bactérias atuantes nos banhados, terem uma faixa mínima para o início da degradação. Por outro lado, observamos que as mesmas atuaram de forma satisfatória nas oscilações ocorridas no afluente aos banhados, acreditando assim que possam trabalhar com cargas mais altas de DBO_5 .

De acordo com a Tabela 5.8 que limita o lançamento em termos de concentração de DBO_5 em 60 mg L^{-1} , os valores de 6 mg L^{-1} (S1 e S2) e de 29 mg L^{-1} (B) para DBO_5 obedecem aos valores máximos permissíveis de lançamento de efluentes.

Comparando-se o valor de F_0 da Tabela 5.10 com o valor tabular F_{0c} , conclui-se que ao nível de 10% de significância, os valores de DBO_5 apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, tiveram influência na remoção de DBO_5 .

• DQO

Os valores de remoção de DQO 77,2% e 81,7% foram próximos dos valores encontrados por VALENTIN *et al* (1999) de 72,5%, em banhados cultivados com *Typha* sp. Tais resultados foram justificados pelo fato de que os banhados ainda não estavam totalmente desenvolvidos.

Na Figura 5.11 estão ilustrados os comportamentos da variação de DQO dos banhados durante o monitoramento.

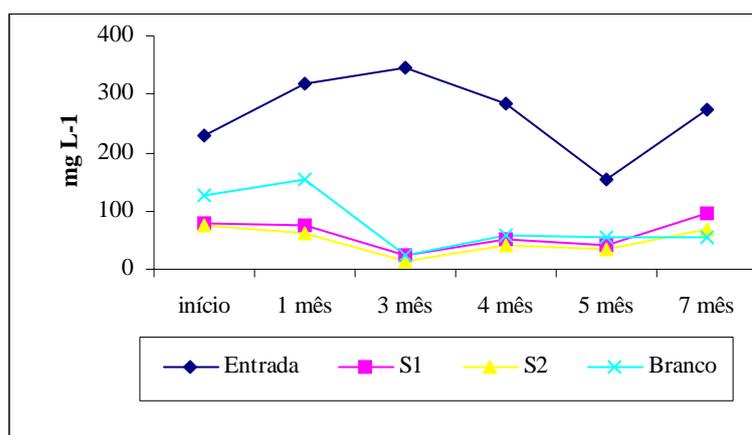


Figura 5.11 - Comportamento da variação de DQO nos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

Como observado na Figura 5.11, os valores das concentrações de DQO para os banhados S1 e S2, durante os três primeiros meses de monitoramento apresentaram valores menores que o B, motivadas por processos de filtração e adsorção promovidos pelo meio suporte, pelas raízes das plantas e pelo biofilme. A partir do 3º mês os valores foram aproximados, seguindo até o final do monitoramento, onde foi observada uma inversão de valores, com aumentos nas concentrações dos banhados com *Typha*. Isto se deve possivelmente a um aumento de biomassa morta, ausente em B, sobre o substrato, contribuindo para a DQO dos banhados, promovendo então, liberação de matéria orgânica por parte das macrófitas.

Apesar dos resultados descritos no parágrafo anterior, estatisticamente, os valores de DQO, não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, observando que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na remoção desse parâmetro.

c) Nutrientes

O PO_4^{-3} , nitrogênio amoniacal, NO_3^- , nitrogênio orgânico e o NTK analisados foram denominados como nutrientes.

- PO_4^{-3}

As remoções de PO_4^{-3} em S1 e S2 observadas no presente trabalho estão próximas ao valor citado na literatura, de 50% (REED *et al.*, 1995). O mesmo autor observou que banhados construídos com brita e vegetados com *Typha latifolia* podem atingir 70% de remoção de PO_4^{-3} , já que este é um nutriente essencial às plantas.

A Figura 5.12 mostra o comportamento da variação de PO_4^{-3} durante o monitoramento.

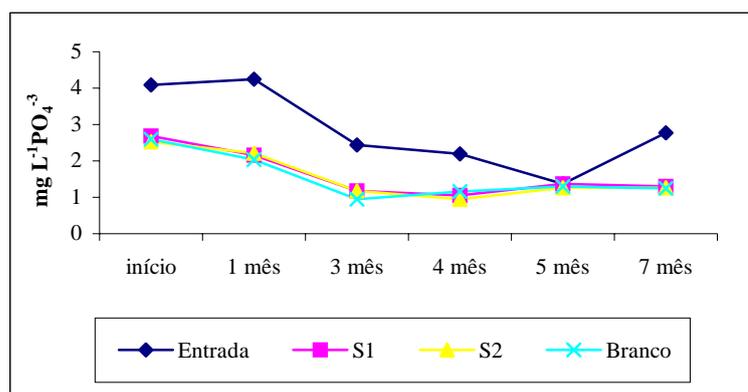


Figura 5.12 - Comportamento da variação de PO_4^{-3} nos banhados S1, S2 e B durante o monitoramento.

Comparando-se esses resultados com os encontrados nas análises de substrato e folhas, observa-se que as eficiências de remoção obtidas nos banhados S1 (42,9%) e S2 (46,7%), foram pouca expressivas. Possivelmente esta baixa remoção pode ser atribuída a saturação do substrato com o fósforo (SOUSA *et al.*, 2000), ou também pela ocorrência de: a) precipitação de P; b) ligação de P com óxidos de ferro e de alumínio; c) pelo favorecimento do pH; e d) por componentes de cálcio na adsorção do PO_4^{-3} . Uma outra parcela foi consumida pelos microrganismos e plantas, através das raízes e o restante, possivelmente retido no biofilme formado nas britas (SOUSA *et al.*, 2000). A remoção de fosfato (46,4%) no banhado B (sem planta) foi devido a precipitação e adsorção, bem como assimilação pelo biofilme presente ao redor dos grãos de areia.

De acordo com a Tabela 5.10, estatisticamente, os valores de PO_4^{-3} não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na remoção de PO_4^{-3} .

• Nitrogênio amoniacal

Para as concentrações de nitrogênio amoniacal observadas na Tabela 5.9 associados a baixa eficiência na remoção de nitrato para B e S2, indicam a oxidação biológica de nitrogênio para as formas mais utilizáveis pelas plantas e microrganismos (absorção radicular). A alta produtividade de matéria seca, principalmente no banhado S2 (39,3 t ha⁻¹), sugere que a cobertura vegetal destacou-se como um dos principais constituintes responsáveis pela remoção de nitrogênio. Essa constatação indica fortemente que a presença de macrófitas tem influência considerável na remoção de nutrientes, na forma de nitrogênio amoniacal.

A Figura 5.13 mostra o comportamento de nitrogênio amoniacal nos banhados.

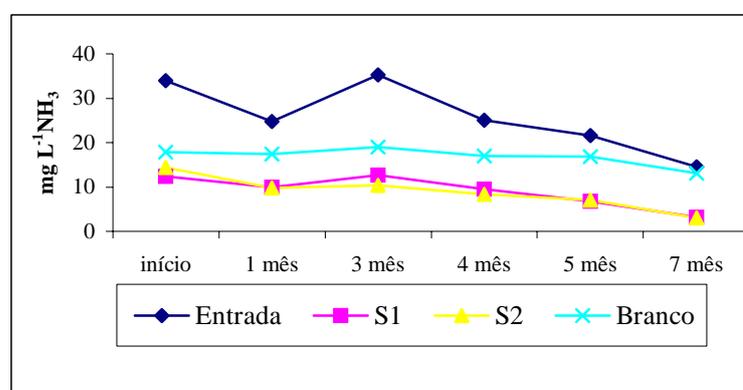


Figura 5.13 - Comportamento de nitrogênio amoniacal nos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

Com relação ao comportamento de nitrogênio amoniacal, observou-se nos resultados deste trabalho, que a concentração efluente de nitrogênio amoniacal esteve influenciada pela concentração afluenta. Observa-se na Figura 5.13, que, durante o período monitorado, principalmente no 7º mês, os baixos valores de nitrogênio amoniacal para S1 (3,15 mg L⁻¹) e S2 (2,95 mg L⁻¹) em relação ao B (13,15 mg L⁻¹), como também observado para os valores de NTK, confirmam o estabelecimento do biofilme microbiano sobre o suporte inerte e o crescimento da raiz. CEBALLOS *et al.*, 2000 associam a remoção de nitrogênio amoniacal à biomassa radicular: quanto maior a raiz, maior a absorção de N pelo vegetal.

Os valores encontrados para nitrogênio amoniacal, foram superiores aos estabelecidos pela Resolução CECA/MS 003/97 para os valores máximos permissíveis de lançamento de efluentes (nitrogênio amoniacal = 5 mg L⁻¹).

Estatisticamente, ao nível de 10% de significância, os valores de nitrogênio amoniacal apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento tiveram influência na remoção desse parâmetro.

- NO_3^-

De acordo com a Tabela 5.9, as eficiências de remoção de NO_3^- nos banhados foram de -8,5%, 20,3% e 11,9% para S1, B e S2, respectivamente. Nota-se que o aumento de nitrato no banhado S1, foi devido possivelmente a processos de nitrificação, onde ocorre a redução da concentração de NH_4^+ pela conversão de NH_4^+ em NO_3^- .

A Figura 5.14 mostra o comportamento da variação de NO_3^- durante o período monitorado.

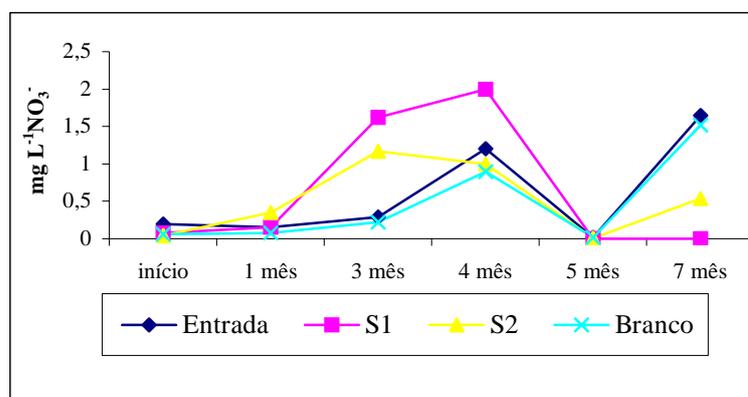


Figura 5.14 - Comportamento da variação de NO_3^- nos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

Como mostra a Figura 5.14, houve produção de NO_3^- ao invés de remoção, principalmente no banhado S2 (3º mês) e em S1 (3º e 4º meses), demonstrando que estes ambientes foram propícios a nitrificação, que consome oxigênio e íon bicarbonato, produzindo ácido carbônico (LAUTENSCHLAGER, 2001). Isto pôde ser confirmado quando se observa a Figura 5.16, onde para os referidos meses às concentrações de oxigênio dissolvido encontradas foram as de menores valores.

CEBALLOS *et al.*, (2000) observaram que quanto maior a biomassa de raízes maior a possibilidade de absorção de N pelas plantas e maior a possibilidade de nitrificação mediada pelo transporte de oxigênio para a rizosfera pelas macrófitas.

De acordo com a Tabela 5.10, estatisticamente, conclui-se que ao nível de 10% de significância, os valores de NO_3^- apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento tiveram influência na remoção de NO_3^- .

• Nitrogênio orgânico

A remoção de nitrogênio orgânico, de acordo com a Tabela 5.9, foi satisfatória indicando ser a quantidade suficiente para o bom desenvolvimento dos microrganismos atuantes no tratamento por banhados de fluxo subsuperficial (TANNER *et al.*, 2002).

De acordo com a Tabela 5.10, estatisticamente, os valores de nitrogênio orgânico não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na remoção desse parâmetro.

• NTK

As maiores eficiências na remoção de NTK observadas nos banhados com *Typha*, pode ser atribuída a dois fatores básicos: assimilação pelos microrganismos e macrófitas presentes no sistema e nitrificação devido ao provável transporte do oxigênio atmosférico para as plantas, que permite a distribuição do oxigênio para os rizomas e raízes das plantas (COOPER *et al.*, 1996).

A Figura 5.15 mostra o comportamento da variação de NTK durante o monitoramento.

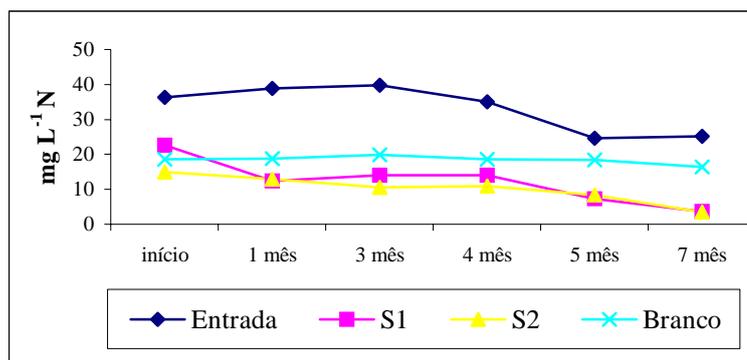


Figura 5.15 - Comportamento da variação de NTK nos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

Quando se compara a remoção de nutrientes dos banhados S1, B e S2, cuja vazão aplicada foi de $2,88 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, observa-se na Tabela 5.9 que o banhado B (não vegetado) apresentou menor eficiência de remoção. Enquanto no banhado B a redução de NTK foi de 45,5%, os efluentes dos banhados apresentaram reduções de 63,3% para S1 e de 69,7% para S2 confirmando o estabelecimento do sistema substrato-planta-água ao longo do tempo de operação. Outro aspecto relacionado com a evolução na remoção desse parâmetro, é a formação de biofilme, devido ao crescimento da rizosfera da vegetação.

De acordo com a Tabela 5.10, estatisticamente, os valores de NTK ao nível de 5 e 10%, apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, tiveram influência na remoção de NTK.

d) Oxigênio dissolvido

Observa-se na Tabela 5.9, que apesar de serem pequenas as concentrações de oxigênio dissolvido nos banhados, houve produção do mesmo, uma vez que os valores da entrada foram bem próximos ou igual a zero, para esse parâmetro. Os maiores valores de oxigênio dissolvido foram observados nos banhados com *Typha domingensis* Pers., apesar do consumo por parte da população microbiana associada à zona de raízes. A maior produção se deu principalmente no banhado S2, que permaneceu com o fluxo subsuperficial, facilitando a transferência do ar atmosférico até o esgoto abaixo da superfície. Outro fator para a contribuição da produção do oxigênio nesse banhado, está relacionado com uma maior densidade de plantas, apresentando poucas falhas. O banhado S1, por sua vez, apresentou durante quase todo o monitoramento, menores valores de oxigênio, devido aos períodos de alagamento, o que ocasionou juntamente com a matéria orgânica, uma barreira entre a superfície e a atmosfera, e ao consumo de oxigênio durante o processo de nitrificação ocorrido o banhado S1.

A Figura 5.16 mostra o comportamento do oxigênio dissolvido durante o monitoramento.

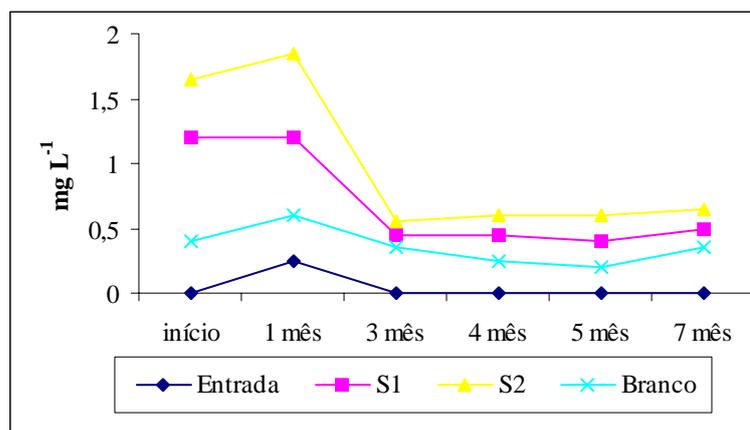


Figura 5.16 - Comportamento do comportamento do oxigênio dissolvido nos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

Estatisticamente, os valores de oxigênio dissolvido não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na variação de oxigênio dissolvido.

e) pH

De acordo com os resultados médios de pH obtidos para os banhados, mostrados na Tabela 5.9, os valores de 6,8, 7,2 e 6,8 para S1, B e S2, respectivamente, mostram ser valores que propiciam na taxa de crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico do esgoto, sem levar em consideração a presença ou não de quaisquer substâncias tóxicas a eles (BRANCO, 1988).

O comportamento do pH avaliado (Tabela 5.9), durante o monitoramento do sistema mostrou uma tendência à neutralidade, enquadrando-se aos valores máximos permissíveis de lançamento de efluentes estabelecidos pela Resolução CECA/MS 003/97.

De acordo com a Tabela 5.10, estatisticamente, os valores de pH não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na variação de pH.

f) Sólidos suspensos totais - SST

As eficiências de remoção de SST foram maiores nos banhados S1 e S2 (73,1% e 83,1%), respectivamente, do que no banhado B (60,0%), concordando com os resultados encontrados de KARATHANASIS *et al.* (2003), onde a remoção para banhados cultivados com *Typha latifolia* L., foi 44% maior do que para banhados sem vegetação.

A Figura 5.17 ilustra o comportamento de SST dos banhados durante o monitoramento.

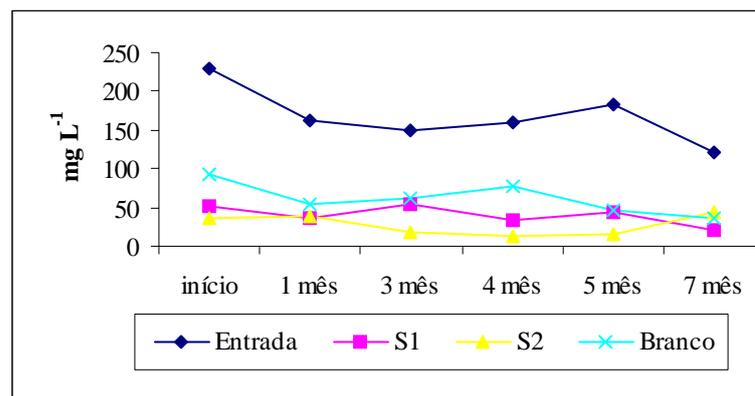


Figura 5.17 - Comportamento de SST dos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

A remoção de SST se dá na sua maior parte por processos de filtração e geralmente independe da atividade metabólica microbiana, exceto possivelmente, se a maior porção de SST for orgânica, como é o caso desse experimento. O comportamento do SST durante o monitoramento mostrou que o banhado B apresentou valores um pouco maiores que os

banhados S1 e S2, vindo a confirmar que a biomassa das raízes dos banhados S1 e S2 promoveram uma maior filtração da carga de SST e contribuíram complementarmente no tratamento da porção orgânica da carga de SST, através dos processos de decomposição microbiana.

De acordo com a Tabela 5.10, os valores de SST apresentaram diferenças significativas entre os três banhados ao nível de 10% de significância, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento tiveram influência na remoção de SST, contribuindo para o tratamento da porção orgânica dos SST através dos processos de decomposição microbiana.

g) Turbidez

A turbidez associada à porção de sólidos em suspensão apresentou remoções bastante satisfatórias para os três banhados, atingindo 95,5% de remoção para S1 e S2 e 92,5% para o B.

Estatisticamente, os valores de turbidez não apresentaram diferenças significativas entre os três banhados, concluindo que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na remoção de turbidez.

h) Coliformes totais e fecais

Observa-se na Tabela 5.9 que os efluentes produzidos nos banhados S1 e S2 ambos monitorados com a mesma carga hidráulica média de $2,88 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, apresentaram resultados similares com relação à ordem de grandeza (10^4 NMP/100mL) de coliformes totais. Já o banhado sem macrófita (B) manteve concentrações maiores, de ordem de grandeza de (10^5 NMP/100mL) coliformes totais e fecais

As remoções de coliformes fecais observadas para os banhados com *Typha domingensis* Pers., aproximam-se das remoções de coliformes fecais de até 99% encontrados por KHATIWADA & POLPRASERT (1999) em leitos com areia e brita cultivados com *Typha* sp RIVERA *et al.* (1995) observaram que a remoção de microorganismos nos banhados depende de numerosos fatores, com destaque para o substrato, o desenvolvimento da planta, a maturidade da zona radicular e o fluxo hidráulico.

A Figura 5.18 mostra o comportamento de coliformes fecais dos banhados durante o monitoramento.

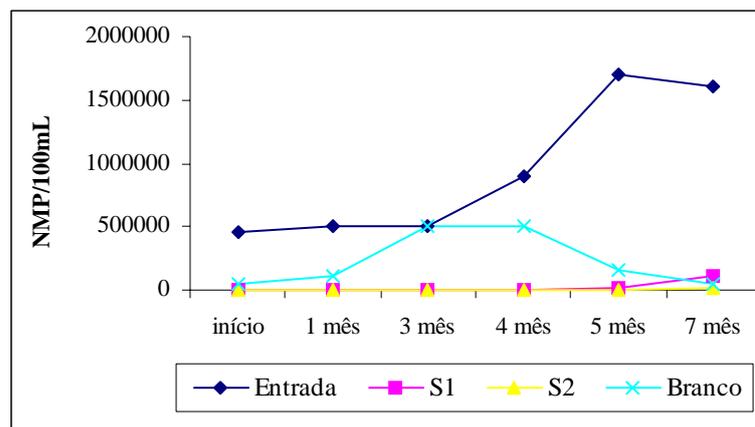


Figura 5.18 - Comportamento dos coliformes fecais dos banhados S1, S2 e B, durante o monitoramento.

A diferença na redução de coliformes fecais entre os banhados e o afluente observada na Figura 5.18, pode ter ocorrido devido à combinação dos processos físicos, químicos e biológicos. De acordo com RIVERA *et al.* (1995), no processo físico o mecanismo da filtração ocorre possivelmente, através da densidade de raízes e rizomas das plantas, ao biofilme aderido, e ao próprio processo de sedimentação. Já no processo químico, a redução pode ocorrer através da oxidação, à exposição de biocidas excretados pelas plantas, bem como adsorção da matéria orgânica. O processo biológico inclui possivelmente a predação por protozoários aderidos ao sistema radicular das macrófitas, além de morte natural dos microrganismos.

Apesar de apresentarem remoções de coliformes totais de 97,1%, 85,3% e 98,9% para S1, B e S2, e para coliformes fecais de 97,5%, 75,5% e 99,7% para S1, B e S2, os valores não se enquadraram aos valores máximos permissíveis pela legislação estadual (coliformes totais = $2,0 \times 10^4$ e coliformes fecais = $4,0 \times 10^3$). Neste caso, em especial, não se pode concluir que as macrófitas utilizadas nesse experimento, não tiveram influência na remoção desses parâmetros, e sim que uma série de outros fatores como: (substrato, tipo de pré-tratamento utilizado, tempo de detenção), contribuíram para esses resultados (SRINIVASAN *et al.*, 2000).

i) Temperatura da amostra

A temperatura afluente apresentou-se mais elevada ($24,0^{\circ}\text{C}$) e nos banhados houve um pequeno resfriamento S1 e B ($23,0^{\circ}\text{C}$) e S2 ($22,0^{\circ}\text{C}$). Estes resultados eram esperados devido ao afluente ser um ponto de superfície e os demais representarem o efluente de escoamento subsuperficial, que resfria no percurso, pelo substrato.

5.10 Confeção de artesanato e geração de emprego e renda com a biomassa produzida no sistema de banhados

A *Typha domingensis* Pers., além de ter se mostrado bastante eficaz no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, promovendo a integração do sistema de tratamento ao meio ambiente, criou a possibilidade de geração de emprego e renda, na confecção de artesanato com a biomassa produzida.

Após o manejo e o preparo das folhas, juntamente com outros materiais de tapeçaria, foram colocadas em teares, e trabalhadas na confecção das peças. No caso dos chinelos, onde o trabalho foi manual, as folhas foram dispostas em tranças e amarradas, formando o solado. As Figuras 5.19 e 5.20 mostram algumas das peças confeccionadas com fibras de taboa.



Figura 5.19 - Chinelos e esteira confeccionados com as fibras de taboa.

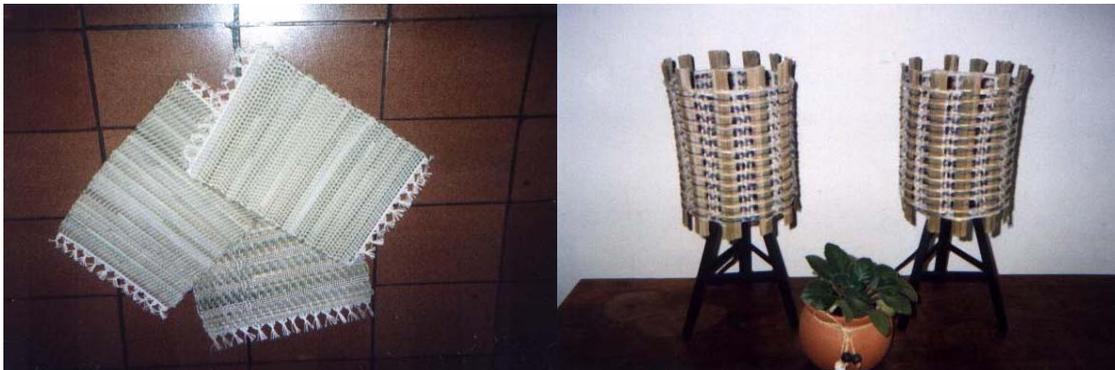


Figura 5.20 - Jogos americanos e luminária confeccionados com as fibras de taboa.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A eficiência do sistema de banhados construídos de fluxo subsuperficial, funcionando como pós-tratamento de reatores anaeróbios, apresentou significativos aumentos ao longo do tempo, indicando estreita relação da remoção dos parâmetros estudados e a evolução da formação do biofilme junto ao crescimento da rizosfera. A influência da vegetação ficou evidente pelas remoções de alguns parâmetros, em relação ao banhado sem vegetação.

O crescimento e o desenvolvimento da *Typha domingensis* Pers. foram satisfatórios, superando as expectativas nas condições de Campo Grande. A estabilidade da macrófita foi atingida, porém vale destacar que as mudas preparadas a partir de espécimes mais jovens, adaptaram-se mais fácil e rapidamente do que as oriundas de plantas mais velhas.

Dos resultados obtidos na 1ª fase pode-se concluir que:

- A *Typha domingensis* Pers. apresentou uma produtividade de 43,9 t ha⁻¹ e 57,1 t ha⁻¹ de biomassa verde para S1 e S2, respectivamente. Atingiu uma altura média de 2,10m, com comprimentos de rizomas e raízes de 20 e 25cm, respectivamente, após 5 meses do plantio.

Dos resultados obtidos na 2ª fase pode-se concluir que:

- Com relação às análises do substrato dos banhados, os resultados tiveram variações expressivas, quando comparados com o testemunho (T), acreditando, então, que o esgoto proveniente do RAFA não contribuiu para esses resultados;
- Com os resultados obtidos da análise foliar da *Typha domingensis* Pers., concluiu-se que os valores encontram-se dentro da faixa adequada para o desenvolvimento da planta;

Dos resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas do afluente e efluente pode-se concluir que:

- As maiores eficiências de remoção encontradas nos banhados S1 e S2 foram para DBO₅ (91%), DQO (79%), turbidez (95%), coliformes totais (98%) e coliformes fecais (98%);
- Estatisticamente, os parâmetros DBO₅, nitrogênio amoniacal, NO₃⁻, NTK e SST apresentaram diferenças significativas entre as médias dos três banhados, evidenciando a influência da *Typha domingensis* Pers., na remoção desses parâmetros.
- As reduções de nitrogênio amoniacal de 65,3% e as baixas remoções de nitrato nos efluentes, associados aos baixos valores de nitrato no afluente sugerem uma possível

ocorrência de nitrificação nos banhados;

- Os valores médios de pH e de DBO₅ dos banhados S1 e S2, foram enquadrados dentro dos valores máximos permissíveis para lançamentos de efluentes, de acordo com a Resolução CECA/MS 003/1997;
- Provavelmente, falhas de manutenção e operação do RAFA, pouco tempo de detenção dos banhados, aliado a outros fatores, foram as causas dos baixos valores de remoção;
- Os diferentes resultados encontrados entre S1 e S2, em alguns parâmetros, deveu-se a problemas de desenvolvimento da *Typha domingensis* Pers., ocorridos no banhado S1;
- A macrófita *Typha domingensis* Pers. mostrou-se bastante eficaz no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, promovendo a integração do sistema de tratamento ao meio ambiente, e a possibilidade de geração de emprego e renda na confecção de artesanato com a biomassa produzida;
- Apesar dos problemas encontrados, a tecnologia de banhados construídos se mostrou bastante interessante, como tratamento terciário de ETEs ou de águas superficiais contaminadas, pela simplicidade de montagem, manejo, operação e baixo custo.

Baseado nos resultados obtidos durante o monitoramento, operação e manutenção dos banhados, recomenda-se que:

- Os banhados construídos como os deste experimento são uma alternativa eficiente para a remoção de carga poluidora de efluentes do RAFA. No entanto como muitas variáveis analisadas (PO₄⁻³, DQO) não foi possível evidenciar diferenças significativas entre os banhados S1, B e o S2, considera-se que é necessário que se investigue a fundo o papel conjunto e dissociado de plantas e substrato para otimização do desempenho desses sistemas;
- A utilização de substrato como a brita, uma vez que foi constatada a propagação satisfatória da taboa neste substrato, e que facilitaria no manejo, e diminuiria os impactos causados por possíveis excessos de sólidos no sistema;
- Realização de análises para verificar a presença de patogênicos na biomassa produzida, como medida preventiva;
- Uma manutenção eficaz no RAFA, principalmente no que se diz respeito ao descarte do lodo produzido no sistema, evitando-se os problemas ocorridos durante o decorrer desse experimento, a fim de obter melhores resultados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, L.H. Mechanics and rates of O₂ transfer to and through submerged rhizomes and roots via aerenchyma. **Soil and Crop Science Society Florida Process**, 56, pp 47-54, 1997.
- APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition, Washington D.C: American Public Health Association, 953p, 1998.
- ARMSTRONG, J.; ARMSTRONG, W. Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In: **Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Water Pollution Control**. n. 15. Cooper, P. F. and Findlater, B. C. (eds), pp 529-534. Pergamon Press, Oxford, U.K., 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 7211/83. Agregado para Concreto - Maio, 1983.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 7229. Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos – Setembro, 1993.
- BARBEDO, A. G. A; IMOLENE, L. M; IDE, C. N; ROCHE, K. F & DO VAL, L. A. A. Reuso de efluentes de lagoas de estabilização na produção de biomassa verde. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre - RS. **Anais...** do Congresso, (CD-ROM) I-034 (1-10), 2000.
- BOON, A.G. Report of a visit by members and staff of WRC to Germany to investigate the Root Zone Method for treatment of wastewater. Revised and reprinted, Feb. 1985.
- BRANCO, S. M. **Recursos Hídricos e Meio Ambiente: A água e o Homem**. 5 (14): p.2-26, 1988.
- BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. In: **Diário Oficial da União**. Distrito Federal, jul, 1986.
- BRIX, H. Macrophyte mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanism and rates. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**, Moshiri, G. A. (ed), pp 391-398. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 1993.
- BUCKSTEGG, K. Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds – German experiences and ATV –guidelines H262. In: **Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Water Pollution Control**. n. 11., P.F. Cooper and B.C. Findlater (eds), Pergamon Press, Oxford, UK, pp. 505-515, 1990.
- CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T.; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES,

- A. O.; KONIG, A. Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre - RS. **Anais...** do Congresso, (CD-ROM) I-032 (1-6), 2000.
- CHERNICHARO, C. A. de L. Pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: **Pós-tratamento de Efluentes Anaeróbios por Sistemas de Aplicação no Solo**. Belo Horizonte. PROSAB/FINEP, p. 55-64, 2001.
- CLARO, S. A. **Referenciais Tecnológicos para a Agricultura Familiar Ecológica: A Experiência da Região Centro-Sul do RS**. Porto Alegre: EMATER/RS – ASCAR, 250p. 2001.
- CONLEY, L. M.; DICK, R. I.; LION, L. M. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Journal Water Pollution Control Federation**. Washington, v. 63, n. 3, p. 239-247, mar. 1991.
- COOPER, P. F.; GREEN, M. D.; SHUTES, R. B. E. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRC publications, Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, UK, 206p. 1996.
- COOPER, P. F.; HOBSON, J. A.; FINDLATER, C. Use of reed bed systems in the U.K. **Water Science and Technology**. Oxford, v. 22, n. 57, 1990.
- COWARDIN, L. M.; CARTER, V., GOLET, F. C.; LAROE, E. T. Classification of wetlands and deep water habitats of the United States. **U.S. Fish and Wildlife Service**, Publ. FWSIOBS, Washington, DC, v. 9, n. 31, 1979.
- DENNY, P. Implementation of constructed wetland in developing countries. **Water Science and Technology**, 35 (5), p. 27-34, 1997.
- DUNBABIN, J. S., POKORNY, J., BOWMER, K. H. Rhizosphere oxygenation by *Typha domingensis*. Pers. In miniature artificial wetland filters used for metal removal from wastewaters. **Aquatic Botanic** 29, pp 303-317, 1988. *apud*: GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. **Water Science and Technology**. 40 (3) pp 27-35, 1999.
- ESTEVEES, F. A. Guia de Aula Prática: **Ecologia de Macrófitas Aquáticas**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos - Departamento de Ciências Biológicas. p. 5, 1979.
- ESTEVEES, F. A. Comunidade de macrófitas aquáticas. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN, C. R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. **Water Research**. Oxford. v. 20, n. 3, p. 363-368, mar.1986.

- GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. **Water Science and Technology**. 40 (3): p 27-35, 1999.
- GREEN, M.; SAFRAY, L.; AGAMI, M. Constructed wetlands for river reclamation: experimental design, start-up and preliminary results. **Biosource Technology**. 55: p. 157-162, 1999.
- HABERL, R. Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. **Water Science and Technology**. 40 (3): p 11-17, 1999.
- HAMMER, D. A.; BASTIAN, R. K. Wetlands ecosystems: Natural waters purifiers? In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural**. 3ed. D. A. HAMMER, ed. Proceedings from the first International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment held in Chattanooga, Tennessee on June 13-17, 1988. Michigan: Lewis Publishers, p. 5-19, 1991.
- HAMMER, D. A. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural**. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA, 1989.
- HOUSE, C. H.; BROOME, S. W. Constructed upland-wetland wastewater treatment system. In: COOPER, P. F.; FINDLATER, B. C., eds. **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Cambridge, U. K Pergamon Press, 1990.
- KHATIWADA, N. R.; POLPRESERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 40, n. 3, p. 109-116, 1999.
- KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**. v.20, p. 157-169, 2003.
- KICKUTH, R. Evaluating an existing subsurface flow constructed wetland in Akumal, México. **Landsch. Stadt**. v. 16, n. 145, 1984.
- LAUTENSCHLAGER, S. R. Modelagem do desempenho de wetlands construídas. São Paulo, 2001. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP, 2001.
- LEMON, E.; BIS, G.; ROZEMA, L.; SMITH, I. S.W.A.M.P. Pilot Scale Wetlands – Design and performance. Constructed wetlands for treatment of domestic sewage and industrial wastewater by: AQUA treatment systems. Proceedings, Friends of Fort George Niagara-On-The-Lake, Ontario, 1996.
- MATO GROSSO DO SUL. Legislação Ambiental do Estado de Mato Grosso do Sul. Deliberação CECA/MS, N.º 003, 20/06/1997; Lei N.º 90, 02/06/1980 (MS). Série Texto Legais. Edições ASMP: Campo Grande, 2000.

- MOTTA MARQUES, D. M. L. Created wetland systems for alternative control of diffuse acid drainage. In: IAWQ Specialist Group: **The use of macrophytes in water pollution control**. Newsletter, Oxford, n.9, p. 23-26, 1993.
- MOTTA MARQUES, D. M. L.; BRUM, C. P.; AMAZARRAY, M. T. M. R.; CYBIS, L. F. Sistemas de banhados criados para controle alternativo de drenagem ácida difusa. In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis-SC. **Anais...** v. 1, Tomo II, p. 27-34, 1994.
- MOTTA MARQUES, D. M. L.; PINHEIRO, C. B.; DE LUCA, S. J. Controle de metais e elevação de pH por banhado (wetland) construído sem fonte externa de matéria orgânica. In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu. **Anais...** p. 307-315, 1997.
- MOTTA MARQUES, D. M. L. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, p. 409-435, 1999.
- MOTTA MARQUES, D. M. L.; BERTOLDO, D. T.; GIOVANNINI, S. G. T. Controle de drenagem urbana mista por banhados construídos. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS. **Anais...**, (CD-ROM) X-012 (1-8), 2000.
- PEVERLY, J. H.; SURFACE, J. M.; WANG, T. In: Wetlands constructed for landfill leachetreatment. IV International Wetland Congress. **Proceedings...** Columbus, OH, 1992.
- PHILIPPI L. S.; COSTA R. H. DA; SEZERINO P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**. 40 (3) p. 125-131, 1999.
- POLPRASERT, C.; KHATIWADA, N.R.; BHURTEL, J. A model for organic matter removal in subsurface constructed wetlands. **Water Science and Technology**. 38 (1) p. 369-377, 1998.
- POTT, V. J.; POTT, A. A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa - Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, W. F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water. In: **Water Hyacinth, Water Lettuce, and Pennywort. Economic Botanic**. 38: p. 225-235, 1984.
- REED, S. C.; BROWN, D. S. Constructed wetland designin - the first generation. **Water Environment Research**. v. 64, n. 6, p. 776-781, jun. 1992.

- REED, S. C.; BROWN, D. S. Subsurface flow wetlands - A performance evaluation. **Water Environment Research**. v. 67, n. 2, p. 244-248, mar. /apr. 1995.
- REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural systems for waste management and treatment**. McGraw-Hill Book Co. NY, 1988.
- REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural systems for waste management and treatment**. 2ed., McGraw-Hill Book Co. NY, 1995.
- RIVERA, F.; WARREN, A.; RAMIREZ, E.; DECAMP, O.; BONILLA, P.; GALLEGOS, E.; CALDERÓN, A.; SANCHEZ, J.T. Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM). **Water Science and Technology**. v.32, n.3, p. 211-218, 1995.
- SILVA, F. C. da. **Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes**. Brasília: Embrapa - Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999.
- SRINIVASAN, N.; WEAVER, R. W.; LESIKAR, B. J.; PERSYN, R. A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface constructed wetlands. **Ecological Engineering**. v.75, p. 19-25, 2000.
- SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. A. V. Post treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. In: VI Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia. Recife-PE. **Anais...** v.1, p. 314-320. 2000.
- STEINBERG, S. L.; COONROD, H.S. Oxidation of the root zone by aquatic plants growing in gravel-nutrient solution, **J. Environ. Qual.**, 23 pp 907-913, 1994. *apud*: GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. **Water Sci. and Tech.** 40 (3) pp 27-35, 1999.
- TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment fo dairy farm wastewaters in constructed wetlands: removal of oxigen demand, suspended solids and fecal coliforms. **Water Environment Research**. v. 29, p. 17-26, 1995.
- TANNER, C. C.; KADLEC, R. H.; GIBBS, M. M.; SUKIAS, J. P. S.; NGUYEN, M. L. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands – infuence of wastewater characteristics. **Ecological Engineering**. v.18, p. 499-520, 2002.
- THOMAS, P. R.; GLOVER, P.; KALAROOPAN, T. An evaluation of pollutant removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. **Water Science and Technology**. v.32, p. 87-93, 1995.
- U.S. EPA. Design Manual - Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. EPA 652/11-88/022, U.S. EPA CERL, Cincinnati, OH, 1988.
- VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M.; MAZZOLA, M. Avaliação de um sistema “in

loco” de baixo custo para tratamento de águas residuárias: tanque séptico modificado com pós-tratamento por leitos cultivados. In: 4º Congresso Regional de Engenharia Sanitária e Ambiental da 4ª Região da AIDIS Cone Sul. **Anais...** Rio de Janeiro, 1999.

WATSON, J. T.; REED, S. C.; KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; WHITEHOUSE, A. E. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural**. 3ed. HAMMER, D. A. ed. Proceedings from the first International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment held in Chattanooga, Tennessee on June 13-17, 1988. Michigan: Lewis Publishers. p. 319-351, 1991.

ZIRSCHKY, J. O.; D S. C. REED. The Use of Duckweed for Wastewater Treatment. **Journal Water Pollution Control Federation**. 60: p. 1253-1258, 1988.

8. ANEXOS I - TABELAS

Tabela A1 - Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados nos meses de junho e julho/02.

Jun/02	Unidades	Entrada	S1	S2	Branco	Jul/02	Unidades	Entrada	S1	S2	Branco
Alcalinidade	mg L ⁻¹ CaCO ₃	210,6	175,5	218,2	215,9	Alcalinidade	mg L ⁻¹ CaCO ₃	130,3	105,1	198,6	168,1
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	76,0	44,0	40,0	49,0	Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	76,1	45,2	42,2	51,8
Condutividade	μS.cm ⁻¹	585,0	470,0	550,0	560,0	Condutividade	μS.cm ⁻¹	580,0	465,0	543,0	559,0
DBO ₅	mg L ⁻¹	107,5	9,5	9,7	9,9	DBO ₅	mg L ⁻¹	41,2	5,2	9,6	11,4
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	228,85	78,89	76,35	127,15	DQO	mg L ⁻¹ O ₂	319,1	75,9	61,1	154,2
Fosfato Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	4,08	2,68	2,53	2,60	Fosfato Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	4,24	2,16	0,21	1,03
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	33,9	12,4	12,3	17,8	Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	24,7	10,00	9,80	17,36
Nitrogênio Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N	0,20	0,08	0,04	0,06	Nitrogênio Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ -N	0,15	0,15	0,35	0,08
Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	2,4	4,2	0,6	0,7	Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	14,1	2,36	3,15	1,47
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	36,3	22,6	14,9	18,5	Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	38,8	12,36	12,95	18,83
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0	1,20	1,65	0,80	Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0,25	1,20	1,85	1,00
pH		7,01	7,13	7,01	7,56	pH		6,68	6,77	6,29	6,86
Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹ SST	230,0	52,0	36,0	92,0	Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹ SST	162,0	37,0	38,0	54,0
Turbidez	UNT	48,0	2,5	3,2	2,6	Turbidez	UNT	52,8	1,2	2,4	1,7
Coliformes Totais	NMP/100mL	4,8E+05	1,1E+03	1,1E+03	5,5E+04	Coliformes Totais	NMP/100mL	5,0E+05	2,0E+03	2,0E+03	1,1E+05
Coliformes Fecais	NMP/100mL	4,5E+05	1,1E+03	2,2E+02	5,5E+04	Coliformes Fecais	NMP/100mL	5,0E+05	1,1E+03	2,3E+02	1,1E+05
Temperatura ambiente	°C	24,0	24,0	24,0	24,0	Temperatura ambiente	°C	28,0	28,0	28,0	28,0
Temperatura amostra	°C	23,0	20,0	20,0	20,0	Temperatura amostra	°C	26,0	24,0	24,0	22,0

Tabela A2 - Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados nos meses de setembro e outubro/02.

Set/02	Unidades	Entrada	S1	S2	Branco	Out/02	Unidades	Entrada	S1	S2	Branco
Alcalinidade	mg L ⁻¹ CaCO ₃	225,0	182,5	106,0	72,0	Alcalinidade	mg L ⁻¹ CaCO ₃	185,0	165,0	150,0	105,0
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	76,5	46,8	50,7	50,2	Cloreto	mg L ⁻¹ Cl	78,0	48,0	52,0	49,0
Condutividade	µS.cm ⁻¹	568,0	612,0	628,0	550,0	Condutividade	µS.cm ⁻¹	512,0	485,0	515,0	465,0
DBO ₅	mg L ⁻¹	27,5	3,5	3,5	6,6	DBO ₅	mg L ⁻¹	85,0	5,7	4,5	14,0
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	343,6	23,3	14,6	14,6	DQO	mg L ⁻¹ O ₂	285,0	50,0	42,0	58,0
Fosfato Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	2,43	0,17	0,17	0,95	Fosfato Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	2,20	1,05	0,95	1,15
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	35,2	12,6	10,3	19,0	Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	25,0	9,5	8,3	17,0
Nitrogênio Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N	0,29	1,62	1,17	0,22	Nitrogênio Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ -N	1,20	2,00	1,00	0,90
Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	4,5	1,4	0,2	0,8	Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	10,0	4,5	2,7	1,5
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	39,7	14,0	10,5	19,8	Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	35,0	14,0	11,0	18,5
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0	1,10	0,55	0,35	Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0	0,55	0,60	0,25
pH		7,08	6,90	6,97	7,44	pH		7,01	6,95	6,99	7,3
Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹ SST	150,0	54,0	18,0	62,0	Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹ SST	159,0	34,0	13,0	77,0
Turbidez	UNT	104,0	0,8	0,6	5,9	Turbidez	UNT	78,0	3,4	4,0	5,8
Coliformes Totais	NMP/100mL	9,0E+05	4,0E+03	4,0E+03	9,0E+05	Coliformes Totais	NMP/100mL	1,1E+06	6,0E+03	6,0E+03	9,0E+05
Coliformes Fecais	NMP/100mL	5,0E+05	2,3E+03	4,0E+02	5,0E+05	Coliformes Fecais	NMP/100mL	9,0E+05	2,3E+03	4,0E+02	5,0E+05
Temperatura ambiente	°C	26,0	26,0	26,0	26,0	Temperatura ambiente	°C	2,0	26,0	26,0	26,0
Temperatura amostra	°C	27,0	24,0	24,0	24,0	Temperatura amostra	°C	24,0	23,0	23,0	23,0

Tabela A3 - Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados nos meses de novembro e janeiro/03..

Nov/02	Unidades	Entrada	S1	S2	Branco	Jan/03	Unidades	Entrada	S1	S2	Branco
Alcalinidade	mg L ⁻¹ CaCO ₃	198,8	183,1	234,9	179,5	Alcalinidade		105,3	103,4	107,2	91,9
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl ⁻	80,5	40,9	36,1	46,1	Cloreto	mg L ⁻¹ Cl	76,5	36,3	40,1	39,2
Condutividade	µS.cm ⁻¹	497,0	449,0	524,0	491,0	Condutividade	µS.cm ⁻¹	352,0	366,0	359,0	342,0
DBO ₅	mg L ⁻¹	42,9	6,3	4,3	13,6	DBO ₅	mg L ⁻¹	98,0	4,3	4,5	12,0
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	154,3	39,5	34,6	54,4	DQO	mg L ⁻¹ O ₂	274,6	96,3	67,4	53,0
Fosfato Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	1,36	0,36	1,26	1,94	Fosfato Total	mg L ⁻¹ PO ₄ ⁻³ -P	2,78	1,68	1,26	1,78
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	21,5	6,7	7,0	16,8	Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	14,4	3,1	2,9	13,1
Nitrogênio Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N	0,02	0,00	0,01	0,01	Nitrogênio Nitrato	mg L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N	1,65	0,00	0,54	1,52
Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	3,1	0,5	1,4	1,6	Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	10,8	0,5	0,5	3,3
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	24,6	7,2	8,4	18,4	Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	25,2	3,6	3,4	16,4
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0	0,40	0,60	0,20	Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	0	0,50	0,65	0,35
pH		6,98	6,79	6,74	7,25	pH		6,84	6,54	6,58	6,94
Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹ SST	182,0	44,0	16,0	46,0	Sólidos Suspensos Totais	mg L ⁻¹ SST	120,0	21,0	44,0	36,0
Turbidez	UNT	32,1	4,1	5,8	5,8	Turbidez	UNT	81,0	5,0	3,0	9,0
Coliformes Totais	NMP/100mL	5,0E+06	2,2E+05	1,7E+04	2,4E+05	Coliformes Totais	NMP/100mL	8,6E+06	2,4E+05	1,4E+05	2,4E+05
Coliformes Fecais	NMP/100mL	1,7E+06	2,2E+04	1,2E+03	1,6E+05	Coliformes Fecais	NMP/100mL	1,6E+06	1,1E+05	1,7E+04	4,8E+04
Temperatura ambiente	°C	24,0	24,0	24,0	24,0	Temperatura Ambiente	°C	27,0	27,0	27,0	27,0
Temperatura amostra	°C	22,0	21,0	21,0	21,0	Temperatura Amostra	°C	24,0	24,0	24,0	24,0

8. ANEXOS II -CROQUI

