

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA DO
MEIO AMBIENTE

Lorena Lemes Martins Abrantes

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS UTILIZANDO *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*

Goiânia

2009

Lorena Lemes Martins Abrantes

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS UTILIZANDO *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Dr. Rogério de Araújo Almeida.

Goiânia

2009

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(GPT/BC/UFG)

Abrantes, Lorena Lemes Martins.
A161t Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados
construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*
[manuscrito] / Lorena Lemes Martins. – 2009.
140f.: il.,color., figs., qds., tabs.,

Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás,
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio
Ambiente, 2009.

Bibliografia: f.112-129.
Inclui lista de figuras, quadros, tabelas, abreviaturas e siglas e
de símbolos.
Anexos.

1. Esgotos – Tratamento 3. Plantas como agentes sanitários.
3. Engenharia sanitária. I. Título.

[CDU: 628.35:582](#)

*“Não se glorie o sábio na sua sabedoria,
nem o forte na sua força,
nem o rico nas suas riquezas,
mas o que se gloriar,
glorie-se nisto:
em me conhecer e saber que eu sou o SENHOR.”*
Jeremias 09:23

“Nenhum conhecimento verdadeiro gera orgulho por aquilo que sabemos, mas humildade pelo que não conhecemos”.

David Prior

Dedico este trabalho:

Ao Senhor Jesus Cristo,

meu amor maior!

À minha mãe,

*pelo carinho e por não medir esforços para que eu chegasse
 até aqui!*

Ao meu pai,

pelo companheirismo e amizade!

Ao meu esposo,

*pelo amor, paciência e dedicação para que eu pudesse
 conceber minha querida*

Ana Loren e este estudo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus pelo seu amor e por me proporcionar sabedoria e saúde para a realização deste trabalho.

À Saneamento de Goiás S.A. (SANEAGO), em especial à Marisa, pela parceria na instalação da Estação de Pesquisa em Tratamento de Esgoto por Plantas (EPTEP).

Ao Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos e pelo apoio financeiro.

Ao Stephan e sua equipe pelo apoio na instalação do experimento.

Ao Eurivan, Rodrigo e sua equipe, do laboratório de análises físico-químicas da Agência Ambiental do Estado de Goiás, atual SEMARH.

À Eternit pela doação das caixas que se constituíram nos módulos experimentais.

Ao Rochester, Lucas, Sr. Geraldo e Robson pelo auxílio durante as coletas amostrais.

Ao professor Seraphin pela colaboração nas análises estatísticas.

Ao Douglas e Egas pela contribuição com os desenhos.

Ao meu orientador, professor Rogério, pelas motivações e ensinamentos em aprender mais e mais sobre tratamento de esgoto com plantas.

Aos amigos e colegas de mestrado, em especial à Fernanda e ao Alessandro, pelo companheirismo e boas horas de descontração.

Aos professores do programa de pós-graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente (PPGEMA).

À Célia e à Márcia da Biblioteca do Campus II – UFG pela contribuição com as comutações.

Aos amigos da Igreja Ministério de Oração para Todos os Povos por suas orações.

Aos meus familiares, meu esposo Ricardo e minha filhinha Ana Loren.

Meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

ABRANTES, L. L. M. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*. 2009. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de duas espécies vegetais no tratamento do esgoto sanitário, em um sistema de alagados construídos. Especificamente, objetivou-se avaliar a eficiência das espécies *Typha angustifolia* (Taboa) e *Phragmites australis* (Caniço), em suas combinações possíveis, no tratamento de esgoto sanitário, em um sistema de alagados construídos, de fluxo subsuperficial vertical, com dois sentidos de fluxo (ascendente e descendente), concernente aos atributos: matéria orgânica, cor aparente, nitrogênio amoniacal, fosfato, turbidez, cloretos, dureza, condutividade elétrica, sólidos e coliformes termotolerantes. O experimento foi conduzido na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgotos com Plantas – Eptep (UFG), localizada na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Samambaia, em Goiânia, GO. A unidade experimental possui vinte quatro módulos, agrupados em sequências de dois módulos (módulos iniciais e finais). Esgoto sanitário bruto proveniente da parte inicial da lagoa facultativa da ETE foi bombeado no fundo de módulos iniciais de tratamento preenchidos com camadas sobrepostas de substrato (no fundo com brita número 3, na sequência brita número 1, areia lavada e novamente brita número 1) e plantados com taboa ou caniço. Após subir pelo substrato vegetado (fluxo vertical ascendente) o esgoto era drenado e conduzido aos módulos finais de tratamento, igualmente preenchidos e vegetados com uma das espécies, todavia sendo aplicado na superfície e drenado pelo fundo (fluxo vertical descendente). A taxa de aplicação de esgoto foi de $80 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$, correspondendo a uma área de estação de tratamento de 2 m^2 por habitante. Um ano após a implantação do sistema, por um período de seis meses, amostras do esgoto foram coletadas após passar pelas sequências de fluxo, cada uma com uma combinação das duas espécies vegetais, para avaliação dos teores de atributos do esgoto e cálculo da eficiência do tratamento. Os resultados foram analisados pelo programa *Statistical Analysis System (SAS)*, realizando-se os testes F e de Tukey – Kramer, a 5% de probabilidade. Não houve diferença significativa entre as eficiências dos tratamentos na remoção dos atributos: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal, fosfatos, coliformes termotolerantes, cloretos, dureza, sólidos totais dissolvidos e sólidos totais voláteis. A taboa foi mais eficiente na remoção da cor aparente e da turbidez. Já o caniço apresentou uma eficiência maior na remoção de sólidos totais. A posição da planta na sequência de módulos não influenciou na remoção da cor aparente e da turbidez. O caniço no módulo final influenciou positivamente na remoção dos atributos sólidos totais e sólidos totais fixos. Verifica-se que a tecnologia de tratamento de esgoto por plantas é eficiente, uma vez que as espécies taboa e caniço no sistema de fluxo subsuperficial vertical ora adotado proporcionaram resultados com remoções superiores a 60% para os atributos demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, cor aparente, nitrogênio amoniacal, fosfatos, coliformes termotolerantes e turbidez.

Palavras-chave: Fitorremediação, taboa, caniço.

ABSTRACT

ABRANTES, L. L. M. Sanitary sewer treatment in constructed wetlands system using *Typha angustifolia* and *Phragmites australis*. 2009. 141 p. Dissertation (Masters in Environmental Engineering) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

This study aimed to assess the efficiency of two vegetal species in the treatment of the sanitary sewer, in constructed wetlands system. Specifically, it aimed to evaluate the efficiency of the species *Typha angustifolia* (narrow-leaf cattail) and *Phragmites australis* (common reed), in their possible combinations, in the treatment of the sanitary sewer, in a constructed wetlands system, of vertical subsuperficial flux, with two flux directions (ascendant and descendant), related to the attributes: organic material, apparent color, ammonium nitrogen, phosphate, turbidity, chlorides, hardness, electrical conductivity, solids and thermotolerant coliforms. The experiment was conducted in the Researching Station in Sewer Treatment with Plants – RSSTP (UFG), located in the Sewer Treatment Station (STS) Samambaia, in Goiânia, Goiás State, Brazil. The experimental unit has twenty four modules, grouped sequences of two modules (initial and final modules). Raw sewage which comes from the initial part of the ETE facultative pond was pumped into the deep of the treatment initial modules, filled up with substrate layers (in the deep filled up with rocks category number 3, followed by rocks category number 1, washed sand, and again rocks category number 1) and planted with cattail or reed. After going up by the vegetated substrate (ascendant vertical flux) the sewer was drained and conducted to the final treatment modules equally filled up and vegetated with one of the species, although being applied in the surface and drained by the deep (vertical descendant flux). The tax of sewer application was of 80 L.m⁻²dia⁻¹, corresponding to a treatment area of 2 m² per inhabitant. A year after the system implementation, during the period of 6 months, sewer samples were collected after passing through the flux sequences, each one with the combination of the two vegetal species, for the evaluation of the sewer attributes and calculation of the efficiency in the treatment. The results were analyzed by the Statistical Analysis System (SAS program), being used the tests F and the Tukey – Kramer, considering 5% of probability. There were no meaningful differences in the efficiency of the treatments in the removal of the attributes: biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, ammonium nitrogen, phosphate, thermotolerant coliforms, chlorides, hardness, dissolved total solids and volatile total solids. The cattail was more efficient in the apparent color removal and turbidity. The reed presented more efficiency in the total solids removal. The position of the plant in the module sequence did not influence the apparent color and turbidity removals. The reed in the final module increased the removal of the attributes total solids and fixed total solids. It's possible to verify that the technology of sewer treatment by using plants is efficient, since the species cattail and reed in the adopted system, provided results with removals higher 60% for the of the attributes: biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, apparent color, ammonium nitrogen, phosphate, thermotolerant coliforms and turbidity.

Key-words: Phytoremediation, narrow-leaf cattail, common reed.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Sequência de reduções que ocorrem no substrato dos alagados construídos em função do tempo.....	46
Figura 2	Sequência de reduções que ocorrem no substrato dos alagados construídos em função da profundidade do solo.....	46
Figura 3	Sistema de tratamento baseado em plantas aquáticas flutuantes livres.....	48
Figura 4	Sistema de tratamento baseado em plantas aquáticas submersas.....	48
Figura 5	Sistema de tratamento com macrófitas emergentes: fluxo superficial.....	48
Figura 6	Sistema de tratamento com macrófitas emergentes: fluxo subsuperficial horizontal (translação).....	49
Figura 7	Sistema de tratamento com macrófitas emergentes: fluxo subsuperficial vertical (percolação).....	49
Figura 8	Detalhe da rizosfera e do transporte de oxigênio para as pontas das raízes.....	55
Figura 9	Seções transversais de raízes dos ciclos de seleção do milho “Saracura” e das testemunhas, sob alagamentos intermitentes com a progressão na formação de aerênquima (A-L), redução nos tecidos corticais e na camada com espessamento na região subepidérmica com lignificação.....	56
Figura 10	Detalhe do parênquima aerífero (aerênquima) na folha e no talo de taboa (<i>Typha dominguensis</i>).....	57
Figura 11	Inflorescência de taboa (<i>Typha angustifolia</i>).....	59
Figura 12	Distribuição geográfica de taboa no Brasil.....	60
Figura 13	Caniço (<i>Phragmites australis</i>).....	61
Figura 14	Caniço sendo utilizado para cobertura de um telhado no norte de Limfjord (Dinamarca).....	63
Figura 15	Vista parcial da Estação de Tratamento de Esgotos – ETE Samambaia, local de realização do experimento.....	65
Figura 16	Esquema geral da estação de pesquisas utilizada no experimento.....	67
Figura 17	Vistas em planta baixa e em corte dos módulos de tratamento.....	68
Figura 18	Detalhe do posicionamento dos módulos de tratamento no primeiro plano vegetados com taboa.....	69
Figura 19	Detalhe da parte externa da drenagem dos módulos de tratamento final...	69
Figura 20	<i>Typha angustifolia</i> (Taboa).....	70
Figura 21	<i>Phragmites australis</i> (Caniço).....	70
Figura 22	Vista panorâmica da Lagoa Facultativa da ETE Samambaia, de onde é coletado o esgoto para aplicação nos módulos de tratamento.....	71
Figura 23	Estação de tratamento de esgoto por plantas em 13/05/2008 (Data da primeira coleta de amostras para análises).....	72
Figura 24	Estação de tratamento de esgoto por plantas em 08/12/2008 (Data da última coleta de amostras para análises).....	73
Figura 25	Coleta no registro amostrador do módulo final cultivado com caniço, no dia 13 de maio de 2008.....	73
Figura 26	<i>Phragmites australis</i> no dia 13 de maio de 2008, período mais frio.....	82

Figura 27	<i>Phragmites australis</i> no dia 08 de dezembro de 2008, período mais quente.....	82
Figura 28	Módulo final cultivado com taboa com a presença de espécies vegetais invasoras.....	108

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Características físicas dos esgotos domésticos.....	26
Quadro 2	Características químicas do esgoto doméstico.....	27
Quadro 3	Principais microrganismos presentes no esgoto sanitário.....	28
Quadro 4	Valores limites para lançamento de efluentes em sistema coletor público e em corpos receptores (águas goianas).....	30
Quadro 5	Condições e padrões para corpos d'água determinados pela Resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005.....	31
Quadro 6	Condições de lançamento de efluentes determinados pela Resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005.....	32
Quadro 7	Concentrações máximas de parâmetros inorgânicos e orgânicos para lançamento de efluentes em corpos receptores.....	33
Quadro 8	Publicações sobre alagados construídos no Brasil de 1998 a 2001.....	37
Quadro 9	Publicações sobre alagados construídos no Brasil durante os anos de 2002 e 2003.....	38
Quadro 10	Publicações sobre alagados construídos no Brasil de 2003 a 2005.....	39
Quadro 11	Publicações sobre alagados construídos no Brasil de 2005 a 2008.....	40
Quadro 12	Publicações sobre alagados construídos especificamente na região Centro-Oeste.....	41
Quadro 13	Vantagens e desvantagens principais do tratamento de esgoto através de sistemas de alagados construídos.....	43
Quadro 14	Processos de remoção em alagados construídos, contaminantes afetados e possíveis efeitos.....	45
Quadro 15	Síntese das funções das macrófitas em alagados construídos de acordo com as partes da planta.....	54
Quadro 16	Combinações das espécies vegetais avaliadas no tratamento de esgoto sanitário num sistema do tipo zona de raízes. Goiânia, GO. 2008.....	70
Quadro 17	Variáveis físico-químicas analisadas e os métodos de determinação realizados pela Agência Ambiental, atual SEMARH.....	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Produção de esgotos por atividade e usuário.....	25
Tabela 2	Relação dos sistemas de alagados construídos para o tratamento de esgoto, existentes no estado de Goiás em 2009.....	64
Tabela 3	Volume de vazios em cada módulo de tratamento. Goiânia, GO. 2008..	75
Tabela 4	Médias de variáveis meteorológicas relativas ao período de coleta das amostras no experimento de tratamento de esgoto com plantas. Goiânia, GO. 2008.....	78
Tabela 5	Variáveis meteorológicas totais relativas ao período de coleta das amostras no experimento de tratamento de esgoto com plantas. Goiânia, GO. 2008.....	79
Tabela 6	Variáveis meteorológicas referentes aos dias de coleta e de quatro dias anteriores durante os meses de maio, junho e agosto no sistema de tratamento de esgoto com plantas. Goiânia, GO. 2008.....	80
Tabela 7	Variáveis meteorológicas referentes aos dias de coleta e de quatro dias anteriores durante os meses de outubro, novembro e dezembro no sistema de tratamento de esgoto com plantas. Goiânia, GO. 2008.....	81
Tabela 8	Composição físico-química do esgoto bruto utilizado no sistema deste estudo e faixas de referência citadas na literatura para possíveis comparações.....	83
Tabela 9	Valores médios de saída do esgoto para cada tratamento em relação aos atributos e média geral de saída. Goiânia, GO. 2008.....	86
Tabela 10	Média de eficiência percentual, agrupamento, D.M.S e C.V para os atributos, verificados no tratamento de esgoto sanitário em alagados construídos, de fluxo subsuperficial vertical ascendente e descendente. Goiânia, GO. 2009.....	87

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A. B. Pimentel: Arquimedes de Barros Pimentel

Am: Área de cada módulo

ATP: Adenosina Tri-Fosfato

B & V: Bactérias e Vírus

CEDAC: Centro de Desenvolvimento Agroecológico do Cerrado

cel: Célula

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

COND: Condutividade

Ct: Córtex

CT: Coliformes Totais

CF: Coliformes Fecais

COLIF: Coliformes Termotolerantes

CV: Coeficiente de Variação

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio, medida a cinco dias e 20°C ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)

DMS: Diferença Mínima Significativa

DF: Distrito Federal

DQO: Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)

DUR: Dureza

EA: Efeito acidental

ECA: Evaporação do tanque “Classe A”

E. coli: *Escherichia coli*

EF: *Streptococcus* Fecais

EFi: Efeito final

EP: Efeito primário

EPA: *Environmental Protection Agency*

Eptep: Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgoto por Plantas

ETAR: Estação de Tratamento de Águas Residuárias

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos

EVAP: Evaporação à sombra fornecida pelo evaporímetro de Piche

FOSF: Fosfatos

GO: Goiás

hab: Habitante

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MBAS: Substâncias Ativas ao Azul de Metileno

MG: Minas Gerais

MP: Metais Pesados

N. AMON: Nitrogênio Amoniacal

NASA: Agência Espacial Norte Americana

NMP: Número mais provável

O.D: Oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)

OR: Compostos orgânicos refractários

PB: Paraíba

PEAD: Polietileno de Alta Densidade

PR: Paraná

PRECIP: Precipitação

PVC: Cloreto de Polivinila

RAC: Reator Anaeróbio Compartimentado

RAFA: Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

S/A: Sociedade Anônima

SANEAGO: Saneamento de Goiás S.A.

SAS: *Statistical Analysis System*

SC: Santa Catarina

SCo: Sólidos Coloidais

SEMARH: Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos

SF: Sólidos Fixos

SS: Sólidos Sedimentáveis

SP: São Paulo

sp.: uma espécie de determinado gênero

spp: várias espécies

ST: Sólidos Totais

STD: Sólidos Totais Dissolvidos

SV: Sólidos Voláteis

pH: Potencial Hidrogeniônico

TDH: Tempo de Detenção Hidráulico

TEMP: Temperatura

TURB: Turbidez

TVA: *Tennessee Valley Authority*

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

uC: Unidade de Cor

UCG: Universidade Católica de Goiás

UFG: Universidade Federal de Goiás

uT: Unidade de Turbidez

UNT: Unidade Nefelométrica de Turbidez

UR: Umidade Relativa

US: *United States*

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

UV: Ultra Violeta

LISTA DE SÍMBOLOS

nº: Número

L: Litro

%: Percentagem

°C: Grau Celsius ou centígrado

mg: miligrama

Pt: Platina

Co: Cobalto

O₂: Oxigênio

Fe²⁺: Íon ferroso

§: Inciso

N: Nitrogênio

mL: mililitro

mm³: milímetro cúbico

µg: micro grama

As: Arsênio

Ba: Bário

B: Boro

Cd: Cádmio

Pb: Chumbo

CN: Cianeto

Cu: Cobre

Cr: Cromo

Sn: Estanho

Fe: Ferro

F: Fluoreto

Mn: Manganês

Hg: Mercúrio

Ni: Níquel

Ag: Prata

Se: Selênio

S: Sulfeto

Zn: Zinco

C₆H₅OH: Fenol

P: Fósforo

NH₃: Amônia

e⁻: elétron

SO₄²⁻: Sulfato

NO₃⁻: Nitrato

Mn²⁺: Íon manganês

NH₄⁺: Íon amônio

PO₄³⁻: Fosfato

H₂S: Gás sulfídrico

CH₄: Metano

Eh: Potencial Redox

>: Maior

mV: milivolt

Mn⁴⁺: Íon mangânico

Fe³⁺: Íon férrico

<: Menor

NO₂⁻: Nitrito

Mn⁴⁺: Manganês IV (Mangânico)

Mn²⁺: Manganês II (Manganoso)

S₂⁻: Íon sulfeto

cm: centímetro

mm: milímetro

Ct: Córtex

µm: Micrometro

m: metro

m³: metro cúbico

Ø: Diâmetro

m²: metro quadrado

R: Raio maior

r: raio menor

H: altura

π: Pi

μS : micro Siemens

E (%): Eficiência Percentual

Ce: Concentração de entrada

Cs: Concentração de saída

km: quilômetro

h: hora

s: segundo

Cl: Cloreto

CaCO_3 : Carbonato de Cálcio

$\pm$: Mais ou menos

C: Carbono

P1: *Scirpus acutus*, *Phragmites communis* e *Phalaris arudinacea*

P2: *Typha* sp, *Scirpus atrovirens georgianus* e *Scirpus cyperinus*

Cl^- : Ânion Cloreto

Ca^{2+} : Cátion ou íon Cálcio

Mg^{2+} : Cátion magnésio

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	21
1.2	JUSTIFICATIVA.....	22
1.3	OBJETIVOS.....	23
1.3.1	Objetivo Geral.....	23
1.3.2	Objetivos Específicos.....	23
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
2.1	ESGOTOS.....	24
2.1.1	Definição.....	24
2.1.2	Classificação.....	24
2.1.3	Vazões de Esgotos.....	24
2.1.4	Características dos Esgotos Domésticos.....	26
2.1.4.1	Características Físicas.....	26
2.1.4.2	Características Químicas.....	26
2.1.4.3	Características Biológicas.....	28
2.1.5	Indicadores de Contaminação Fecal.....	28
2.2	LEGISLAÇÃO.....	29
2.3	TRATAMENTO DE ESGOTOS COM PLANTAS.....	33
2.3.1	Alagados Naturais.....	33
2.3.2	Histórico do Tratamento de Esgotos com Plantas.....	35
2.3.3	Alagados Construídos ou Artificiais.....	41
2.3.4	Vantagens e Desvantagens dos Sistemas de Alagados Construídos.....	42
2.3.5	Remoção de Poluentes em Alagados Construídos	43
2.3.6	Técnicas de Alagados Construídos.....	47
2.3.6.1	Sistemas com Plantas Aquáticas Emergentes.....	49
2.3.6.2	Sistemas com Fluxo Subsuperficial Vertical.....	50
2.3.7	Uso de Barreiras Impermeáveis.....	51
2.3.8	Macrófitas.....	52
2.3.8.1	Função das Macrófitas.....	52
2.3.8.2	Transferência de Oxigênio.....	54
2.3.9	Seleção das Espécies Vegetais.....	58

2.3.9.1	Taboa.....	58
2.3.9.2	Caníço.....	61
2.3.10	Experiências Goianas.....	63
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	65
3.1	LOCAL DE ESTUDO.....	65
3.2	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO.....	65
3.3	PERÍODO DE COLETA E PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	72
3.4	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E HIDRÁULICAS.....	74
3.4.1	Cálculo do volume de espaços vazios.....	74
3.4.2	Cálculo do tempo de retenção hidráulica.....	75
3.5	ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS.....	76
3.6	EFICIÊNCIA E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	77
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	78
4.1	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS.....	78
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO.....	83
4.3	REMOÇÃO DOS ATRIBUTOS.....	86
4.3.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅).....	88
4.3.2	Oxigênio Dissolvido (OD).....	89
4.3.3	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	90
4.3.4	Cor Aparente.....	92
4.3.5	pH.....	93
4.3.6	Nitrogênio Amoniacal.....	94
4.3.7	Fosfatos.....	97
4.3.8	Coliformes Termotolerantes.....	99
4.3.9	Turbidez.....	101
4.3.10	Cloretos e Dureza.....	102
4.3.11	Condutividade Elétrica.....	103
4.3.12	Sólidos Totais.....	104
4.3.13	Sólidos Totais Dissolvidos.....	105
4.3.14	Sólidos Totais Voláteis.....	106
4.3.15	Sólidos Totais Fixos.....	106
4.4	DESENVOLVIMENTO DO EXPERIMENTO.....	108
5	CONCLUSÕES.....	109

6	RECOMENDAÇÕES.....	110
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	111
	REFERÊNCIAS.....	112
	ANEXOS.....	130
	ANEXO A – Resultado de Análise de Esgoto: Maio (2008).....	130
	ANEXO B – Resultado de Análise de Esgoto: Junho (2008).....	131
	ANEXO C – Resultado de Análise de Esgoto: Agosto (2008).....	132
	ANEXO D – Resultado de Análise de Esgoto: Outubro (2008).....	133
	ANEXO E – Resultado de Análise de Esgoto: Novembro (2008).....	134
	ANEXO F – Resultado de Análise de Esgoto: Dezembro (2008).....	135
	ANEXO G – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Maio (2008)	136
	ANEXO H – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Junho (2008).....	137
	ANEXO I – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Agosto (2008).....	138
	ANEXO J – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Novembro (2008)....	139
	ANEXO K – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Dezembro (2008) ..	140

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Segundo Fernandes (1997), a expansão demográfica e o desenvolvimento tecnológico trazem como consequência imediata, o aumento do consumo de água e a ampliação constante do volume produzido de efluentes. Estes últimos, uma vez não submetidos a um tratamento adequado, favorecem a eutrofização dos corpos receptores desencadeando desequilíbrios ecológicos e degradação da biota aquática. Além das implicações ambientais, destacam-se, também, aquelas referentes à saúde pública e à economia da região (NOGUEIRA, 2003).

Nozaki (2007) afirma que, a maioria das doenças associadas à ausência de saneamento básico está relacionada à água contaminada. Assim, políticas voltadas para prover a população de uma melhor qualidade da água, tratamento dos efluentes e um eficiente programa de higiene educacional tendem a contribuir para a redução destes níveis de doenças.

Os serviços de saneamento básico devem ser inseridos como prioridade dentro da infra-estrutura da sociedade sendo necessário atender às demandas sanitárias mínimas e essenciais da população. É necessário, igualmente, considerar as condições e diferenças sociais dos usuários e determinar a expansão dos serviços, contemplando como horizonte a satisfação de toda a comunidade (ALVES, 1998).

A história do saneamento básico em Goiás tem acompanhado o desenvolvimento do próprio Estado. Após o surgimento de Brasília, no vasto Planalto Central, o progresso em Goiás ganhou um novo impulso. Em decorrência do elevado crescimento demográfico em Goiânia, no dia 17 de setembro de 1941, pelo Decreto Lei nº 4.756, o governo federal entregou ao escritório A.B. Pimentel, com sede em São Paulo, a implantação da rede de esgotos sanitários nesta capital, bem como a sua exploração pelo prazo de 25 anos, com cinco de carência, surgindo assim a Melhoramentos de Goiás S.A. (SANEAGO, 2008a).

Após dez anos de atuação da Melhoramentos de Goiás S.A. o governo do estado assumiu a responsabilidade direta pela execução dos serviços de água e esgotos, rescindindo o contrato com tal empresa. Em 13 de Setembro de 1967 com a Lei nº 6.680, o Departamento Estadual de Saneamento foi convertido a uma empresa de economia mista, denominada de Saneamento de Goiás S.A. (SANEAGO, 2008a).

De acordo com dados do IBGE (2002), nos 309 distritos sanitários existentes em Goiás em 2000 havia 39 distritos com rede coletora de esgotos, sendo 11 municipais e 28

estaduais. Vinte e quatro distritos contavam com tratamento de esgoto sendo três do tipo filtro biológico, um do tipo lodo ativado, três do tipo reator anaeróbio, 11 do tipo lagoa anaeróbia e seis do tipo lagoa aeróbia. Quinze dos distritos com coleta de esgoto faziam uso à jusante dos principais corpos receptores deste esgoto sanitário, sendo sete para abastecimento público, cinco para recreação, quatro para irrigação e oito para outros fins.

Considerando-se o reduzido percentual de atendimento dos serviços de esgotamento sanitário propiciado pelos governos a população, as companhias e sistemas autônomos de tratamento encontram-se obrigados a buscar, encontrar e aplicar alternativas de tratamento de efluentes, que sejam eficientes, autônomas e economicamente viáveis. Entre as soluções atrativas evidenciam-se os tratamentos que simulam fenômenos que ocorrem espontaneamente na natureza (ARIAS; BRIX, 2003).

Tais sistemas podem ser denominados de *wetlands* (alagado ou brejo, em inglês), alagados construídos, leitos cultivados, enraizadas construídas ou tratamento por zona de raízes e apresentam várias vantagens quando comparados aos sistemas convencionais. Produzem efluentes de boa qualidade, apresentam baixos custos de construção e pouco ou nenhum consumo de energia elétrica, podem ser implantados e operados por pessoas sem nível técnico elevado, são sistemas mais flexíveis e menos susceptíveis às variações nas taxas de aplicação de esgoto do que os sistemas mais comumente utilizados (ARIAS; BRIX, 2003; NOGUEIRA, 2003; ALMEIDA, 2005).

1.2 JUSTIFICATIVA

O aumento do consumo de água nos centros urbanos gera um maior volume de efluentes sanitários. Estes, por sua vez, exigem tratamento e destinações adequados; caso contrário haverá o risco de poluição do solo, contaminação dos ecossistemas aquáticos e saúde pública. Tal realidade corrobora a necessidade urgente de se desenvolver e, ou, adaptar tecnologias economicamente viáveis de tratamento de efluentes (SOUSA *et al.*, 2004).

O tratamento de efluentes por alagados construídos constitui uma opção reconhecida e recomendada, sendo efetiva na redução da matéria orgânica, na assimilação de nutrientes e retenção ou eliminação de substâncias tóxicas que, de outra maneira, seriam lançadas sem tratamento algum ao meio ambiente (ARIAS; BRIX, 2003).

Este estudo se justifica por buscar uma alternativa de tratamento de efluentes, eficiente, de baixo custo e adequada ao contexto sócio-econômico-cultural do estado de Goiás.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo Geral

O presente trabalho objetiva avaliar a eficiência de duas espécies vegetais no tratamento do esgoto sanitário, em um sistema de alagados construídos.

1.3.2 Objetivos Específicos

Especificamente objetiva-se avaliar a eficiência das espécies *Typha angustifolia* L. (Taboa) e *Phragmites australis* Cav. Trin. ex. Steud. (Caniço), em suas combinações no tratamento de esgoto sanitário, em um sistema de alagados construídos, de fluxo subsuperficial vertical com dois sentidos de fluxo (ascendente e descendente), concernente aos atributos: matéria orgânica, cor aparente, nitrogênio amoniacal, fosfato, turbidez, cloretos, dureza, condutividade elétrica, sólidos e coliformes termotolerantes.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ESGOTOS

2.1.1 Definição

A palavra esgoto costumava ser usada para definir tanto a tubulação condutora das águas servidas de uma comunidade, como também o próprio líquido que flui por estas canalizações. Atualmente este termo é usado quase que apenas para caracterizar os despejos líquidos provenientes das diversas modalidades do uso e da origem das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, as de utilidades públicas, de áreas agrícolas e outros elementos sanitários (JORDÃO; PESSÔA, 2009; SANEAGO, 2008b).

2.1.2 Classificação

Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais: os esgotos sanitários e os industriais. Os esgotos sanitários incluem predominantemente os despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, de infiltração, e eventualmente uma fração não significativa de despejos industriais (JORDÃO; PESSÔA, 2009).

Os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Compõem-se essencialmente da água do banho, urina, fezes, restos de comidas, sabão, detergentes e águas de lavagem (JORDÃO; PESSÔA, 2009; BRASIL, 2004).

Os esgotos industriais têm características próprias em função da matéria prima, do processo de industrialização e do produto industrializado. Espera-se, por exemplo, que os esgotos de uma indústria de laticínios tenham predominância acentuada de matéria orgânica em seu meio (FERNANDES, 1997).

2.1.3 Vazões dos Esgotos

O esgoto doméstico é gerado a partir da água de abastecimento e, portanto, sua medida resulta da quantidade de água consumida. Esta é geralmente expressa pela taxa de consumo per capita, variável segundo hábitos e costumes da localidade. É usual a taxa de 200

L.hab⁻¹.dia⁻¹, mas, em grandes cidades de outros países essa taxa de consumo chega a ser três a quatro vezes maior, resultando em um esgoto mais diluído, já que é praticamente constante a quantidade de resíduos produzidos por uma pessoa (ARAUJO, 2003).

A razão entre a água que adentra a rede coletora na forma de esgoto e a água de abastecimento é denominada coeficiente de retorno (R) e expressa o percentual da água de abastecimento que é transformada em esgoto. Tal coeficiente apresenta valores típicos que variam de 40% a 100%, entretanto têm-se adotado um valor usual de 80% (Tabela 1) (VON SPERLING, 2005).

Conforme Von Sperling (2005) a vazão de esgotos advindos dos despejos industriais é função precípua do tipo e porte da indústria. Desta forma, mesmo no caso de duas indústrias que fabriquem essencialmente o mesmo produto, as vazões de despejos podem ser bastante diferentes entre si, dependendo do tipo de processo utilizado, do grau de reciclagem e da existência de pré-tratamento.

Tabela 1 Produção de esgotos por atividade e usuário.

ATIVIDADE / USUÁRIO	UNIDADE	ESGOTO (L DIA ⁻¹)
Residência (urbana)	Pessoa	150
Residência (popular ou rural)	Pessoa	120
Apartamento	Pessoa	200
Escola (Internato)	Pessoa	150
Escola (Externato)	Pessoa	50
Hotel (sem cozinha e lavanderia)	Pessoa	120
Hospital	Leito	250
Alojamento (provisório)	Pessoa	80
Fábrica (em geral)	Pessoa	70
Escritório e Edifício Público	Pessoa	50
Restaurante ou Similar	Refeição	25
Cinema, Teatro e Templo	Lugar	2

Fonte: Jordão e Pessôa (1995).

2.1.4 Características dos Esgotos Domésticos

2.1.4.1 Características Físicas

As características físicas dos esgotos domésticos são apresentadas no quadro 1.

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO	UNIDADE	EFEITO POLUIDOR
Temperatura	Pouco superior a da água de abastecimento. Pode apresentar valores ainda mais elevados pela contribuição de esgotos industriais.	°C	Influência na atividade microbiana, na solubilidade dos gases, na velocidade das reações químicas e na viscosidade do líquido.
Odor	Decorrentes dos gases formados durante o processo de decomposição. Odor de mofo: esgoto fresco. Odor de ovo podre: esgoto velho.	-	Presença de mosquitos e outros vetores nocivos à saúde pública.
Cor	Estado de decomposição do esgoto. Ligeiramente cinza: esgoto fresco. Coloração escura: esgoto velho.	uC ou mg PtCo	Valor estético desagradável.
Turbidez	Causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão. Turbidez elevada: esgotos mais frescos e concentrados.	uT ou UNT	-

Quadro 1 Características físicas dos esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005; SANEAGO, 2008b; JORDÃO; PESSÔA, 2009).

2.1.4.2 Características Químicas

A origem dos esgotos permite classificar as características químicas (Quadro 2) em dois grandes grupos: da matéria orgânica e da matéria inorgânica. Cerca de 70% dos sólidos no esgoto médio são de origem orgânica. Geralmente, estes compostos orgânicos são uma combinação de carbono, hidrogênio e algumas vezes nitrogênio (JORDÃO; PESSÔA, 2009; SANEAGO, 2008b).

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO	UNIDADE	EFEITO POLUIDOR
Sólidos Totais em Suspensão	Quantidade de sólidos determinada com a secagem do material retirado por filtração da amostra através de micro malha de 0,45 a 2µm.	mg L ⁻¹	Podem levar ao desenvolvimento de depósitos de lodo e também propiciar condições anaeróbias uma vez que esgotos sem tratamento são lançados em ambiente aquático.
Sólidos Totais Dissolvidos	Fração dos sólidos medida após evaporação da parte líquida da amostra filtrada.	mg L ⁻¹	Salinidade excessiva com prejuízo as plantações através da irrigação, toxicidade a plantas e problemas de permeabilidade do solo pela presença de sódio.
Sólidos Totais Minerais ou Fixos	Resíduos sólidos ou fixos que ficaram retidos após calcinação dos sólidos totais a 600°C.	mg L ⁻¹	-
Sólidos Totais Orgânicos ou Voláteis	Parcela de sólidos totais volatilizada no processo de calcinação.	mg L ⁻¹	-
Sólidos Totais Sedimentáveis	Porção das partículas em suspensão sedimentadas por ação da gravidade quando a amostra é submetida a um período de repouso de duas horas em um cone padronizado (Cone de Imhoff).	mg L ⁻¹	-
Matéria Orgânica	Principais categorias: proteínas, carboidratos e lipídios. Determinação indireta: DBO ₅ , DQO e DBO última. Determinação direta: COT.	mg O ₂ .L ⁻¹	A estabilização biológica dos esgotos lançados sem tratamento nos corpos receptores pode desencadear o esvaziamento das fontes de oxigênio natural, o desenvolvimento de condições sépticas e a mortandade de peixes.
Matéria Inorgânica	Constituída principalmente pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas.	-	-
Nitrogênio	O nitrogênio está sob a forma de proteínas, aminoácidos e uréia sendo que as bactérias durante a oxidação biológica transformam o nitrogênio presente, primeiramente em amônia, depois em nitritos e posteriormente em nitratos.	mg L ⁻¹	Tais nutrientes favorecem o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas em lagos e represas, podendo conduzir á eutrofização. Quando lançados em grandes áreas podem também poluir o subsolo e a água subterrânea.
Fósforo	Formas: fósforo inorgânico (ortofosfato, polifosfato) e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são elementos disponíveis para o metabolismo biológico.	mg L ⁻¹	

Quadro 2 Características químicas do esgoto doméstico (FERNANDES, 1997; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2009).

2.1.4.3 Características Biológicas

Descreve-se no quadro 3 os principais grupos de microorganismos presentes no esgoto e responsáveis pela estabilização da matéria orgânica:

MICROORGANISMOS	CARACTERÍSTICAS
Bactérias	Organismos unicelulares procariotas, podendo apresentar-se isoladamente ou em agregados, formando colônias de aspecto característico, como filamentosas, em forma de cachos de uvas e outros. Tais organismos constituem-se nos principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.
Protozoários	Compreende organismos unicelulares, eucariotas, constituídos de uma massa de protoplasma. É representada por organismos heterotróficos, aeróbios estritos. Nos tratamentos de esgotos são responsáveis pelo consumo de matéria orgânica, consumo de bactérias livres e participação na formação de flocos.
Fungos	Organismos na maioria das vezes filamentosos e estritamente aeróbios. São indesejáveis no tratamento de esgotos por lodos ativados. Esgotos com baixos teores de nitrogênio favorecem o aparecimento destes microorganismos nas unidades de tratamento.
Algas	São produtores primários que realizam síntese de seus metabólitos essenciais a partir de gás carbônico e energia luminosa. Tais organismos se desenvolvem com o lançamento de esgotos de estações de tratamento, ricos em nutrientes (nitratos e fosfatos), chegando a ser um fator indesejável quando o crescimento ocorre em excesso, inferindo nos usos da água do corpo receptor.

Quadro 3 Principais microorganismos presentes no esgoto sanitário (VON SPERLING, 1996; NUVOLARI, 2003; UTO; MARTINS, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2009).

2.1.5 Indicadores de Contaminação Fecal

A detecção dos agentes patogênicos principalmente bactérias, protozoários e vírus, em uma amostra de água é extremamente difícil, em razão de suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes da amostra para que fosse detectado um único ser patogênico. Tal obstáculo é superado por meio do estudo dos organismos indicadores de contaminação fecal. Estes organismos não são patogênicos, mas oferecem uma satisfatória indicação de quando uma água apresenta contaminação por fezes humanas ou de animais e consequentemente sua viabilidade para transmitir doenças. Os organismos mais utilizados com tal finalidade são as bactérias do grupo coliforme (FERNANDES, 1997; VON SPERLING, 2005).

De acordo com Von Sperling (2005) os principais indicadores de contaminação fecal comumente utilizados são:

a) Coliformes Totais (CT): constitui um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de águas, solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente.

b) Coliformes Fecais (CF): grupo de bactérias indicadoras de organismos originários do trato intestinal humano e outros animais. O teste para CF é realizado a uma elevada temperatura, na qual o crescimento de bactérias de origem não fecal é suprimido. A *Escherichia coli* é uma bactéria pertencente a este grupo. Atualmente este grupo é denominado de coliformes termotolerantes.

c) Estreptococos Fecais (EF): incluem várias espécies e variedades de estreptococos, sendo o intestino de seres humanos e outros animais o seu *habitat* usual.

2.2 LEGISLAÇÃO

A prevenção e o controle da poluição do meio ambiente em Goiás foram instituídos no ano de 1978 pela Lei nº 8.544 e regulamentados no ano posterior por meio do Decreto nº 1.745. O segundo artigo de tal decreto proíbe o lançamento ou liberação de poluentes nas águas e o artigo 23 estabelece condições para o lançamento de efluentes “em sistema público de esgoto provido de estação de tratamento” (GOIÁS, 1979).

Além do Decreto nº 1.745 de 1979, a Saneago também estabelece alguns padrões a serem enquadrados antes que os esgotos sejam lançados em sua rede coletora (Quadro 4) (SANEAGO, 2008b).

Em 08 de Janeiro de 1997 ocorreu a promulgação da Lei Nacional nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. O artigo 9, desta lei, ressalta que o enquadramento de corpos d'água em classes visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e também diminuir os custos de combate à poluição das águas, através de ações preventivas. Destaca-se ainda, no artigo 21, que na fixação dos valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos deviam ser observados nos lançamentos de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, o volume lançado e seu regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxidade do afluente (BRASIL, 1997).

Naquele mesmo ano, no mês de julho, foi elaborada a Lei nº 13.123, referente à Política Estadual de Recursos Hídricos, em Goiás, a qual em seu sétimo artigo declara que o

estado promoveria ações integradas nas bacias hidrográficas, tendo em vista o tratamento de efluentes provenientes de lixões, aterros sanitários, esgotos urbanos, rurais, industriais e outros, antes do lançamento nos corpos de água e em áreas de recargas hidrogeológicas (GOIÁS, 1997).

ATRIBUTO	UNIDADE	LIMITES MÁXIMOS (exceto pH)	
		Saneago ¹	Decreto n° 1.745 ²
pH	-	6 a 10	5 a 9
Temperatura	°C	40,0	40,0
DBO	mg L ⁻¹	300,0	60,0 ³
DQO	mg L ⁻¹	450,0	-
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹	20,0	10,0
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	100,0	-
Arsênio total	mg L ⁻¹	1,5	0,2
Cádmio total	mg L ⁻¹	0,1	0,2
Chumbo total	mg L ⁻¹	1,5	0,5
Cianeto	mg L ⁻¹	0,2	0,2
Cobre total	mg L ⁻¹	1,5	1,0
Cromo hexavalente	mg L ⁻¹	0,5	0,5
Cromo total	mg L ⁻¹	5,0	5,0
Surfactantes (MBAS)	mg L ⁻¹	5,0	-
Estanho Total	mg L ⁻¹	4,0	4,0
Fenol	mg L ⁻¹	5,0	5,0
Ferro Solúvel (Fe ²⁺)	mg L ⁻¹	15,0	30,0
Fluoreto	mg L ⁻¹	10,0	10,0
Mercúrio total	mg L ⁻¹	0,01	0,02
Níquel total	mg L ⁻¹	2,0	2,0
Prata total	mg L ⁻¹	1,5	0,1
Selênio total	mg L ⁻¹	1,5	0,2
Sulfato	mg L ⁻¹	1.000,0	-
Sulfeto	mg L ⁻¹	1,0	50,0
Zinco total	mg L ⁻¹	5,0	5,0

Quadro 4 Valores limites para lançamento de efluentes em sistema coletor público e em corpos receptores (águas goianas) (GOIÁS, 1979; SANEAGO, 2008b).

¹Valores limites para lançamento de efluentes em sistema público de esgoto provido de estação de tratamento; ²Padrões de lançamento de efluentes providos de estação de tratamento em corpos receptores (águas goianas); ³ Este valor poderá ser ultrapassado no caso de um sistema de tratamento de esgoto que reduza carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80%.

Em 17 de março de 2005, ocorreu a regulamentação da Resolução Conama n° 357 (que veio substituir a Resolução n° 020, de 18 de Junho de 1986). Tal resolução, no artigo 24, declara que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências nela dispostos. Além de declarar, no artigo 32, § 1º, que os

efluentes não ocasionem a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência (CONAMA, 1986; CONAMA, 2005).

A maioria dos corpos d'água no estado de Goiás de acordo com a Resolução Conama nº 357 pertencem às águas doces de classe 2. As condições e os padrões previstos para esta classe e citados nos artigos 14 e 15 desta resolução, podem ser observados no quadro 5.

PARÂMETROS	CONDIÇÕES E PADRÕES PARA CORPOS D'ÁGUA
Efeito tóxico crônico a organismos	Não verificação comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.
Materiais flutuantes (espumas naturais)	Virtualmente ausentes
Óleos e graxas	Virtualmente ausentes
Gosto ou Odor	Virtualmente ausentes
Corantes (fontes antrópicas)	Não é permitida a presença de corantes que não podem ser removidos por coagulação, sedimentação e filtração convencionais.
Resíduos sólidos objetáveis	Virtualmente ausentes
Coliformes termotolerantes	Uso de Recreação: Ver Conama nº 274 de 2000. Demais usos: Não exceder o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.
DBO 5 dias a 20°C	Até 5 mg O ₂ L ⁻¹
OD	Não inferior a 5 mg O ₂ L ⁻¹
Turbidez	Até 100 UNT
Cor verdadeira	Até 75 mg Pt L ⁻¹
pH	6,0 a 9,0
Fósforo Total	Ambiente lântico: 0,03 mg L ⁻¹ Ambientes intermediários: até 0,05 mg L ⁻¹
Nitrato	Até 10,0 mg N L ⁻¹
Nitrito	Até 1,0 mg N L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal Total	3,7 mg N L ⁻¹ , para pH ≤ 7,5; 2,0 mg N L ⁻¹ , para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg N L ⁻¹ , para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5 mg N L ⁻¹ , para pH > 8,5.
Densidade de Cianobactérias	Até 50.000 cel mL ⁻¹ ou 5mm ³ L ⁻¹
Clorofila a	Até 30 µg L ⁻¹

Quadro 5 Condições e padrões para corpos d'água determinados pela Resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005).

Segundo o artigo 30, o efluente não poderá sofrer diluição antes de seu lançamento, além de não poder, de acordo com o artigo 34, proporcionar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente. O quadro 6 apresenta as condições de lançamento de efluentes, estabelecidos pelo Conama.

PARÂMETROS	CONDIÇÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES
pH	Entre 5 a 9.
Temperatura	Inferior a 40°C, sendo que a variação do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura.
Materiais Sedimentáveis	Até 1 mL L ⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
Regime de lançamento	Vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor.
Óleos e Graxas	Óleos minerais: até 20 mg L ⁻¹ . Óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg L ⁻¹ .
Materiais flutuantes	Ausentes.

Quadro 6 Condições de lançamento de efluentes determinados pela Resolução Conama nº 357 de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005).

O artigo 34, §5º, também determina padrões de lançamento de efluentes (Quadro 7). De acordo com o artigo 35, o órgão competente poderá, quando a vazão do corpo de água estiver abaixo da vazão de referência, estabelecer restrições e medidas adicionais, de caráter excepcional e temporário aos lançamentos de efluentes. Destaca-se que segundo o artigo 36 os efluentes provenientes de serviços de saúde e estabelecimentos nos quais haja despejos infectados com microorganismos patogênicos, somente poderão ser lançados após tratamento especial (CONAMA, 2005)

De acordo com a Resolução nº 09, de 04 de maio de 2005, no artigo 12, a vazão adotada como referência para a outorga do direito de uso das águas de domínio do Estado de Goiás é a vazão com garantia de permanência em 95% do tempo (Q95) considerando a bacia de contribuição no ponto de captação. Destaca-se ainda que a soma das vazões outorgadas na bacia, não poderá ser superior a 50% da vazão de referência anteriormente definida (GOIÁS, 2005).

A lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, no artigo 44, §2º, afirma ainda que a autoridade competente estabelecerá metas a fim de que os efluentes provenientes de estações de tratamento de esgotos em termos

de qualidade atendam aos padrões das classes dos corpos hídricos em que forem lançados, considerando os níveis de tratamento e a capacidade de pagamento da população envolvida (BRASIL, 2007).

PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Arsênio Total	0,5 mg L ⁻¹ As
Bário Total	5,0 mg L ⁻¹ Ba
Boro Total	5,0 mg L ⁻¹ B
Cádmio Total	0,2 mg L ⁻¹ Cd
Chumbo Total	0,5 mg L ⁻¹ Pb
Cianeto Total	0,2 mg L ⁻¹ CN
Cobre Dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Cu
Cromo Total	0,5 mg L ⁻¹ Cr
Estanho Total	4,0 mg L ⁻¹ Sn
Ferro Dissolvido	15,0 mg L ⁻¹ Fe
Fluoreto Total	10,0 mg L ⁻¹ F
Manganês Dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Mn
Mercúrio Total	0,01 mg L ⁻¹ Hg
Níquel Total	2,0 mg L ⁻¹ Ni
Nitrogênio Amoniacal Total	20,0 mg L ⁻¹ N
Prata Total	0,1 mg L ⁻¹ Ag
Selênio Total	0,30 mg L ⁻¹ Se
Sulfeto	1,0 mg L ⁻¹ S
Zinco Total	5,0 mg L ⁻¹ Zn
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Clorofórmio	1,0 mg L ⁻¹
Dicloroetano	1,0 mg L ⁻¹
Fenóis Totais	0,5 mg C ₆ H ₅ OH L ⁻¹
Tetracloroeto de Carbono	1,0 mg L ⁻¹
Tricloroetano	1,0 mg L ⁻¹

Quadro 7 Concentrações máximas de parâmetros inorgânicos e orgânicos para lançamento de efluentes em corpos receptores (CONAMA, 2005).

2.3 TRATAMENTO DE ESGOTOS COM PLANTAS

2.3.1 Alagados Naturais

O termo área alagável é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. São facilmente reconhecidas como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os pântanos, os manguezais, os banhados e as formações lacustres de baixa profundidade (SALATI, 2003; CUNHA, 2006).

Segundo Brix (1994a), as áreas alagáveis eram consideradas historicamente como um ecossistema que proporcionava a perda de terrenos, sendo na maioria das vezes drenados para serem destinados a atividades agrícolas, comerciais e residenciais.

Porém, estes sistemas têm funções importantes dentro dos ecossistemas onde estão inseridos, entre as quais se destacam (SALATI, 2003): (1º) a capacidade de regularização dos fluxos de água, amortecendo os picos de enchentes; (2º) a capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas; (3º) sua importância na função de reprodução e alimentação da fauna aquática, incluindo os peixes; (4º) a proteção da biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre.

Beccato (2004) caracteriza estes ecossistemas como áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, onde o nível das águas subterrâneas é superficial ou próximo da superfície do solo, ou solo coberto por rasa camada de água, sendo o substrato composto por sedimentos pouco consolidados, hidromórficos e pobremente drenados. Tais condições permitem que, no mínimo sazonalmente, estas áreas sejam *habitat* de macrófitas.

As características e as propriedades desses ecossistemas variam grandemente dependendo da geologia, da geomorfologia e dos solos da área considerada, bem como das condições climáticas. As características ecológicas desses ecossistemas refletem ainda, a história da evolução biológica que acabaram por caracterizar a flora e a fauna associadas (SALATI, 2003).

As áreas alagáveis apresentam condições de anoxia ou anaerobiose no sedimento, que influenciam diretamente nos processos biogeoquímicos de transformação de compostos. Tais sistemas apresentam teores de matéria orgânica, decorrente da produtividade, promovendo o consumo de oxigênio nos processos oxidativos, tornando-se reduzido rapidamente e atingindo potenciais redox negativos. Em áreas temporariamente inundáveis, esta é a principal característica que determina a adaptação da vegetação tão específica em níveis muito baixos de oxigênio dissolvido (SALATI, 2000; BECCATO, 2004).

Conforme Salati (2000) e Beccato (2004), os primeiros estudos realizados no Brasil decorreram das observações realizadas nas várzeas amazônicas. Os lagos que existem ao longo do Rio Solimões e do próprio Amazonas, recebem água durante as cheias e posteriormente, durante o período de vazante, alguns chegam a diminuir muito as áreas inundadas podendo quase simplesmente tornar-se áreas cobertas por vegetação, ficando apenas um resíduo do lago original. As características das águas dos rios ficam modificadas ao saírem desses lagos. Os nutrientes existentes, especialmente no rio Solimões, são utilizados para a produção de biomassa que alimenta a fauna associada. Da mesma forma, as águas dos

rios que inundam as várzeas do Amazonas, sofrem modificações durante o período em que estão sendo drenadas.

Apesar da potencialidade dos ecossistemas alagados naturais em controlar o fluxo de nutrientes e poluentes, esforços conservacionistas inibiram o uso dessas áreas para propósitos aplicados. Estes e outros fatores orientaram o rápido desenvolvimento de estudos em áreas alagadas artificiais ou construídas (SALATI, 2003).

2.3.2 Histórico do Tratamento de Esgotos com Plantas

De acordo com Brix (1994a), Valentim (2003) e Mazzola, Roston e Valentim (2005) os chineses e egípcios foram provavelmente os primeiros a usar as macrófitas no tratamento de águas residuárias. Porém, somente no início do século XX (1904), dois cientistas alemães, Hiltner e Stormer, descobriram que a depuração das águas residuárias poderia ser efetuada naturalmente por processo rizosférico, a partir da observação da depuração das águas estancadas em certos tipos de solo nos quais estavam implantados caniçais (KICKUTH, 1998).

Naquela época e por influência da Revolução Industrial, a importância dos estudos ocorria prioritariamente nos processos artificiais, não ocorrendo assim uma continuidade imediata dos estudos efetuados por Hiltner e Stormer. Em 1943, voltaram a ser desenvolvidos estudos em sistemas naturais para tratamento de efluentes, utilizando-se a espécie vegetal *Eichhornia* sp. Vários autores utilizaram a referida planta no polimento de efluentes de estações de tratamento em regiões de clima quente (KICKUTH, 1998).

O trabalho que é aceito cientificamente como pioneiro foi realizado em 1952 por Seidel, na Alemanha, que explorou a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando brita como meio suporte. Posteriormente, foram realizados numerosos estudos utilizando leitos preenchidos com brita e cultivados com macrófitas emergentes: *Phragmites australis*, *Iris* sp., *Schoenoplectus* sp., *Typha* sp. (BRIX, 1994a; KICKUTH, 1998; VALENTIM, 2003; ALMEIDA, 2005; MAZZOLA; ROSTON; VALENTIM, 2005).

Nos anos 60, Reinhold Kickuth, também na Alemanha, desenvolveu a metodologia da zona de raízes. Tal sistema consistia de um leito retangular plantado com caniços (*Phragmites australis*) em solos selecionados (argila ou alta quantidade de silte) que poderiam incluir a adição de cálcio, ferro ou alumínio, melhorando a estrutura do solo e a capacidade de precipitação de fosfatos. No decorrer da passagem do esgoto através do leito de caniços, a matéria orgânica é decomposta, o nitrogênio pode ser nitrificado e em seguida

desnitrificado e o fósforo pode ser acumulado no solo como consequência de sua precipitação com compostos de cálcio, ferro e alumínio (BRIX, 1994a; KICKUTH, 1998).

Em 1974, Reinhold Kickuth fundou o grupo Kickuth, com a construção da Estação de Tratamento de Águas Residuárias (ETAR) de Liebenburgo, efetuando o tratamento do esgoto de cerca de 5.000 equivalentes populacionais. Durante aquele mesmo ano, o grupo construiu ainda a ETAR do British Steel para o tratamento dos efluentes industriais, propriamente para remoção de metais pesados, com uma área de ocupação de 15 hectares. Posteriormente a este projeto mais de 6.000 sistemas de tratamento com plantas já foram construídos mundialmente (KICKUTH, 1998; MAZZOLA; ROSTON; VALENTIM, 2005).

Segundo Valentim (2003) as pesquisas com leitos cultivados nos Estados Unidos tiveram grande impulso nos anos 70 e 80 com um significativo envolvimento da “Tennessee Valley Authority” (TVA) e do “US Department of Agriculture” no final dos anos 80 e começo dos 90. A popularização ocorreu a partir dos estudos de Wolverton para a Agência Espacial Norte Americana (NASA) em que o pesquisador testou o uso de tanque séptico associado aos leitos cultivados no tratamento de casas isoladas instaladas nas bases militares. Até o ano de 1999, mais de 200 comunidades nos Estados Unidos utilizavam os leitos cultivados. Em muitas cidades o leito cultivado de fluxo superficial é utilizado no tratamento de comunidades de 5.000 a 50.000 pessoas.

O primeiro projeto de leitos cultivados desenvolvido no Brasil foi realizado por Salati (1984), com a construção de uma unidade de tratamento de água constituída por um lago artificial contendo aguapé seguido por três canteiros de arroz com solo filtrante. Tal experimento foi realizado nas proximidades de um córrego altamente poluído (Rio Piracicamirim) na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, em Piracicaba, SP.

As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985, pelo Instituto de Ecologia Aplicada (Piracicaba, SP). Desta maneira foram desenvolvidas novas tecnologias, procurando-se especialmente, aumentar a eficiência do sistema, diminuindo os investimentos (SALATI, 2003).

Os quadros 8, 9, 10 e 11 apresentam publicações sobre alagados construídos no Brasil. Já o quadro 12 apresenta trabalhos com tais sistemas realizados especificamente na região Centro-Oeste.

AUTOR (ES)	LOCAL	NOMENCLATURA	FLUXO	EFLUENTE	PLANTA
Giovannini e Marques (1998)	SP	Alagados Construídos	-	Água	<i>Zizaniopsis bonariensis</i>
Mansor (1998)	SP	Leito de Macrófitas	Subsuperficial	Águas residuárias	<i>Typha dominguensis</i> x <i>Typha latifolia</i> e <i>Eleocharis fistulosa</i>
Philippi, Costa e Sezerino (1998)	SC	Zona de raízes	Subsuperficial	Efluente tanque séptico: doméstico e agroindustrial	<i>Zizaniopsis bonariensis</i>
Roquete-Pinto, Guimarães e Santos (1998) ¹	-	-	-	-	<i>Eichornia crassipes</i>
Valentim e Roston (1998)	SP	Alagados Construídos	Subsuperficial	Efluente tanque séptico: doméstico e laboratorial	<i>Typha</i> spp, <i>Eleocharis</i> spp, <i>Juncus</i> spp
Valentim (1999)	SP	Leitos Cultivados	Subsuperficial	Efluente doméstico, sanitário, laboratorial e da oficina mecânica	<i>Typha</i> sp e <i>Eleocharis</i> sp
Leopoldo, Guimarães e Piedade (2000)	SP	Leitos Filtrantes com plantas aquáticas	-	Efluente doméstico	<i>Juncus sellovianus</i> e <i>Echinochloa cruz pavones</i>
Guimarães, Leopoldo e Breda (2000)	SP	Leitos Filtrantes com plantas aquáticas	-	Efluente doméstico	<i>Juncus sellovianus</i> e <i>Echinochloa cruz pavones</i>
Sezerino e Philippi (2000)	SC	“Wetland” construído	Subsuperficial horizontal	Efluente doméstico	<i>Echinochloa polystachya</i>
Sousa, Haandel e Cabral (2000)	PB	Sistemas “Wetlands”	Subsuperficial	Efluente UASB-sanitário	<i>Juncus</i> spp
Hussar (2001)	SP	Leitos cultivados	Subsuperficial	Efluente de suinocultura	<i>Typha</i> spp
Lautenschlager (2001) ²	SP	“Wetlands” construídas	-	-	-
Meira <i>et al.</i> (2001a)	PB	“Wetlands” construídos	Subsuperficial	Água de córrego poluído com esgoto doméstico	<i>Typha</i> spp
Meira <i>et al.</i> (2001b)	PB	“Wetlands” vegetados	Subsuperficial	Água de córrego poluído com esgoto doméstico	<i>Typha</i> spp

Quadro 8 Publicações sobre alagados construídos no Brasil de 1998 a 2001.

¹Projeto sobre o desenvolvimento sustentável de uma pequena comunidade rural.²Avaliação de modelos matemáticos a partir de dados provenientes de uma revisão bibliográfica.

AUTOR (ES)	LOCAL	NOMENCLATURA	FLUXO	EFLUENTE	PLANTA
Borges <i>et al.</i> (2002)	SP	“Wetland” construído	Vertical descendente	Água contaminada com microrganismos, esgotos domésticos e resíduos industriais	-
Campos <i>et al.</i> (2002)	RJ	“Wetlands”	Vertical descendente	Chorume de aterro e água	<i>Typha</i> spp. e uma gramínea da região do aterro
Londe (2002) ³	SP	Leitos cultivados	-	Efluente doméstico, sanitário, laboratorial e da oficina mecânica	-
Oliveira (2002) ³	SP	Alagados Construídos	Subsuperficial	Água residuária	<i>Juncus sellovianus</i> e “coast cross”
Sezerino <i>et al.</i> (2002)	SC	“Wetlands”	Vertical	Efluentes de dejetos suínos provenientes de lagoas de estabilização	<i>Typha</i> spp
Sousa <i>et al.</i> (2002)	PB	“Wetland” construído	Subsuperficial	Efluente de reator UASB	<i>Juncus</i> spp
Van-Kaick (2002)	PR	Zona de raízes	-	Efluente sanitário	<i>Cladium mariscus</i>
Tobias (2002)	SP	Leitos cultivados	Subsuperficial	Resíduos líquidos de uma granja de produção de suínos	<i>Typha</i> spp
Amendola, Souza e Roston (2003)	SP	“Wetland” construído	Subsuperficial	Efluente de uma ETE	<i>Typha</i> sp
Costa <i>et al.</i> (2003)	PB	“Wetlands” construído	Subsuperficial	Água procedente de um córrego poluído por esgoto doméstico	<i>Typha</i> sp
Feijó, Pinheiro e Simionatto (2003)	SC	“Wetlands” construído	-	Efluente sanitário	<i>Zizaniopsis bonariensis</i> , <i>Heleocharis interstincta</i> e <i>Zizaniopsis microstachya</i>
Mazzola (2003)	SP	Leitos cultivados	Vertical	Efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado	<i>Typha</i> sp e <i>Eleocharis</i> sp
Melo Júnior (2003)	SP	Alagados construídos	-	Água residuária	<i>Typha</i> sp

Quadro 9 Publicações sobre alagados construídos no Brasil durante os anos de 2002 e 2003.

³Reúso do efluente final do leito cultivado.

AUTOR (ES)	LOCAL	NOMENCLATURA	FLUXO	EFLUENTE	PLANTA
Nogueira (2003)	SP	Áreas alagadas construídas	Subsuperficial vertical e Superficial horizontal	Efluente de tanque séptico	<i>Oriza sativa</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>
Salati (2003) ⁴	SP	“Wetlands” construídas	-	-	-
Sandri (2003) ³	SP	Leitos cultivados	Subsuperficial	Efluente doméstico, sanitário, laboratorial e da oficina mecânica	<i>Typha</i> spp e <i>Eleocharis</i> spp
Sezerino e Philippi (2003)	SC	Filtros plantados com macrófitas	Subsuperficial horizontal	Efluente doméstico e de atividades de treinamento com produtos agro-industriais	<i>Zizaniopsis bonariensis</i> e <i>Echinochloa polystachya</i>
Valentim (2003)	SP	Leitos cultivados	Subsuperficial	Efluente de um tanque séptico modificado	<i>Typha</i> sp, <i>Eleocharis</i> sp e <i>Scirpus</i> sp.
Vicznevski e Silva (2003)	SC	Zona de raízes	Subsuperficial horizontal	Efluente doméstico e sanitário de propriedades rurais	<i>Eleocharis elegans</i> e <i>Zizaniopsis bonariensis</i>
Hussar <i>et al.</i> (2004)	SP	Leitos cultivados	-	Efluente de tanque de piscicultura	<i>Typha</i> spp
Sousa <i>et al.</i> (2004)	PB	“Wetland” construído	Subsuperficial	Efluente de reator UASB	<i>Juncus</i> spp
Brasil <i>et al.</i> (2005)	MG	Alagados construídos	Subsuperficial horizontal	Efluente doméstico	<i>Typha</i> sp
Hussar <i>et al.</i> (2005)	SP	Leitos cultivados	-	Efluente de tanque de piscicultura	<i>Typha</i> spp
Mazzola, Roston e Valentim (2005)	SP	Leitos cultivados	Vertical	Efluente de reator anaeróbio compartimentado	<i>Typha</i> sp e <i>Eleocharis</i> sp
Naime e Garcia (2005) ⁴	-	Enraizadas	-	-	-
Presznuk <i>et al.</i> (2005)	PR	Zona de raízes	-	Efluente doméstico	-
Reidel <i>et al.</i> (2005)	PR	Sistema com macrófita aquática	-	Efluente de lagoa de polimento final de um frigorífico de abate de suínos e aves	<i>Eichhornia crassipes</i>

Quadro 10 Publicações sobre alagados construídos no Brasil de 2003 a 2005.

³Reúso do efluente final do leito cultivado.

⁴Revisão Bibliográfica.

AUTOR (ES)	LOCAL	NOMENCLATURA	FLUXO	EFLUENTE	PLANTA
Sousa <i>et al.</i> (2005)	PB	“Wetland”	Subsuperficial	Efluente de reator UASB	<i>Juncus</i> spp
Toniato <i>et al.</i> (2005)	RJ	“Wetland” construído	Subsuperficial	Efluente de tanque séptico	<i>Commelinacea</i> e <i>Asteracea</i>
Colaço e Roston (2006)	SP	Leitos cultivados	-	Efluente sanitário e doméstico proveniente de uma ETE	<i>Typha</i> sp
Cunha (2006)	SP	Alagados construídos	Superficial horizontal e vertical descendente	Água de um lago	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Pistia stratioides</i> , <i>Typha angustifolia</i> e <i>Oryza sativa</i>
Mannarino <i>et al.</i> (2006)	RJ	“Wetlands”	Superficial e Subsuperficial	Efluente de filtro biológico de um aterro sanitário e efluente resultante do processo de lodos ativados	<i>Typha angustifolia</i> e uma gramínea local
Sandri, Matsura e Testezlal (2006)	SP	Leitos cultivados	Subsuperficial	Efluente de reator anaeróbico compartimentado	<i>Typha</i> spp e <i>Eleocharis</i> spp
Sezerino (2006)	SC	Filtros plantados com macrófitas “Constructed wetlands”	Subsuperficial horizontal	Efluente de lagoa facultativa	<i>Typha domingensis</i>
Brasil, Matos e Soares (2007)	MG	Alagado construído	Subsuperficial horizontal	Efluente de tanque séptico	<i>Typha</i> sp.
Zanella (2008)	SP	“Wetlands” construídos	Subsuperficial e Superficial	Efluente de reator anaeróbico compartimentado	Plantas ornamentais

Quadro 11 Publicações sobre alagados construídos no Brasil de 2005 a 2008.

AUTOR (ES)	LOCAL	NOMENCLATURA	FLUXO	EFLUENTE	PLANTA
Souza e Bernardes (1996)	DF	Leitos cultivados	-	Efluente de um RAFA	<i>Typha latifolia</i>
Lima (1998)	DF	Leitos cultivados	Subsuperficial	Efluente de UASB	<i>Typha ssp</i>
Almeida (2005)	GO	Zona de raízes	Subsuperficial descendente	Efluente sanitário	<i>Typha angustifolia</i> , <i>Hedychium coronarium</i> , <i>Coix lacrymajobi</i> e <i>Urochloa mutica</i>
Almeida e Almeida (2005)	GO	Zona de raízes	Subsuperficial descendente	Efluente sanitário	<i>Typha angustifolia</i> , <i>Hedychium coronarium</i> , <i>Coix lacrymajobi</i> e <i>Urochloa mutica</i>
Almeida, Oliveira e Kliemann (2007)	GO	Zona de raízes	Subsuperficial descendente	Efluente sanitário	<i>Typha angustifolia</i> , <i>Hedychium coronarium</i> , <i>Coix lacrymajobi</i> e <i>Urochloa mutica</i>
Pitaluga, Almeida e Reis (2009)	GO	Zona de raízes	Subsuperficial horizontal	Efluente doméstico	<i>Typha angustifolia</i> e <i>Hedychium coronarium</i>

Quadro 12 Publicações sobre alagados construídos especificamente na região Centro-Oeste.

2.3.3 Alagados Construídos ou Artificiais

O sistema de alagados construídos, ou artificiais, também é denominado de *Wetlands*, leitos cultivados, enraizadas construídas ou tratamento por zona de raízes. Tais sistemas compreendem diversas estratégias para a simulação de ecossistemas naturais, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água das áreas alagadas naturais. No entanto há uma otimização das propriedades relativas às funções de ciclagem de nutrientes, remoção de matéria orgânica, princípios ativos e metais (SALATI, 2003; CUNHA, 2006).

Segundo Brix (1993), tais sistemas podem ser projetados com um maior grau de controle: definição da composição do substrato (pode-se melhorar a condutividade hidráulica do sistema), do tipo de vegetação, seleção do local, controle hidráulico e tempo de retenção.

Estes sistemas assim como alagados naturais apresentam como componentes principais (CUNHA, 2006): a) o meio suporte (argila, areia, cascalho ou outro) com uma boa condutividade hidráulica; b) as plantas aquáticas adaptadas aos ambientes saturados; c) a coluna de água fluindo internamente ao substrato ou sobre sua superfície; d) a presença de uma série de invertebrados e vertebrados; e) a comunidade microbiana adaptada ou tolerante a condições aeróbias e anaeróbias; f) teor de matéria orgânica, assim como a liberação de nutrientes favorecendo o desenvolvimento das raízes.

Segundo Cunha (2006) o período inicial da implantação de um novo sistema de alagados construídos é crítico. Nesta fase ocorre a seleção e o transplante das plantas para o sistema e é um momento no qual o substrato, as plantas e os microorganismos se ajustam às condições hidrogeológicas do alagado construído. Tais plantas podem, portanto, como todo sistema vivo, tolerar melhor as mudanças se for permitido um tempo para sua adaptação. Alguns processos de adaptação requerem somente curtos períodos, mas outros podem exigir meses ou anos para alcançar estabilidade.

Salati (2003) e Nogueira (2003) afirmam que os sistemas de alagados construídos oferecem melhores oportunidades para o tratamento de águas poluídas do que as áreas alagadas naturais, pois podem ser idealizados para maximizar sua eficiência quanto à diminuição de DBO, DQO, processos de remoção de nutrientes e evitar danos diretos ao meio ambiente com condições controladas.

Podem assim, ser utilizados para purificação de água em diversas situações (SALATI, 2003): a) tratamento integral de esgoto doméstico; b) tratamento final e terciário de esgoto; c) tratamento de efluente agrícola (casas de vegetação, recintos de animais e tanques de peixes) e água de escoamento superficial em áreas agrícolas; d) tratamento de água de escoamento superficial em áreas urbanas; e) barreiras de retenção para o controle da poluição difusa; f) tratamento de grandes volumes de águas de rios; g) tratamento de rios de Classe 2 para abastecimento industrial e urbano; h) recuperação de áreas alagadas com o intuito principal de aumento da biodiversidade e consequente atividades de educação ambiental.

2.3.4 Vantagens e Desvantagens dos Sistemas de Alagados Construídos

As vantagens e desvantagens principais do tratamento de esgotos por meio de sistemas de alagados construídos são apresentadas no quadro 13.

ALAGADOS CONSTRUÍDOS	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Custos	Baixos na implantação e manutenção	-
Necessidade de energia elétrica	Baixa	-
Manutenção	Não requer mão de obra qualificada	Poda das plantas durante o ano e troca da areia a cada cinco anos
Eficiência do tratamento	Alta (na faixa de 65 a 85%)	-
Processo biológico natural	Criação de <i>habitat</i> para organismos e restauração de nichos ecológicos	-
Paisagem	Contribuem com a estética podendo ser usadas macrófitas e plantas ornamentais	-
Reúso	Produzem efluentes com qualidade podendo ser usados na agricultura e piscicultura	-
Biomassa	Pode ser utilizada na produção de energia	-
Produção residual	Não ocorre produção	-
Vetores	Não são observados em sistemas de fluxo subsuperficial	Insetos e mosquitos podem ser observados em sistemas de fluxo superficial
Área	-	Requerem grandes áreas
Clima	-	Eficiência pode ser comprometida por chuvas sucessivas ou secas prolongadas
Comunidade biológica	-	Sensitiva a substâncias químicas tóxicas (amônia e pesticidas)
Poluentes	-	Picos de poluentes podem reduzir a eficácia do tratamento
Desempenho operacional	-	Podem ocorrer obstruções nas tubulações, desencadeando maus odores pelo empoçamento do esgoto

Quadro 13 Vantagens e desvantagens principais do tratamento de esgoto através de sistemas de alagados construídos (USEPA, 2000; USDA, 2002; ARIAS; BRIX, 2003; SALATI, 2003; PARKINSON; SIQUEIRA; CAMPOS, 2004; NAIME, GARCIA, 2005)

2.3.5 Remoção de Poluentes em Alagados Construídos

A depuração dos esgotos domésticos em alagados construídos é decorrente de diversos processos e mecanismos de natureza física, química e biológica. A remoção de poluentes nestes sistemas depende do suprimento de oxigênio para os microrganismos, da condutividade hidráulica e das condições químicas do meio suporte. A filtração natural e a sedimentação favorecem a redução de tais poluentes. Salienta-se que, a maioria das transformações químicas ocorridas é resultante da produção de enzimas e catalisadores pelos microrganismos que degradam a matéria orgânica (MANSOR, 1998).

O fluxo de água transporta substâncias e gases para a população de microrganismos e fornece condições para os processos bioquímicos, conduzindo também os produtos secundários do metabolismo. O substrato fornece meio suporte para as plantas e para a fixação dos microrganismos assim como cátions, ânions e outros complexos de componentes (CUNHA, 2006). Verifica-se também que as macrófitas são eficientes neste processo de remoção sendo que suas funções serão discutidas em um tópico específico, posteriormente.

A carga orgânica residual, os sólidos em suspensão, compostos nitrogenados, macro e micro nutrientes, as diversas formas de fósforo, metais (incluindo os pesados), substâncias orgânicas refratárias e microrganismos patogênicos são removidos da água residual durante o tempo de residência desta em alagados construídos (DIAS; PACHECO; SOUTINHO, 2000). Um resumo dos principais mecanismos de remoção de poluentes em alagados construídos pode ser verificado no quadro 14.

Destaca-se que as comunidades que se estabelecem no sistema de alagados construídos apresentam uma alta capacidade de auto-regulação. A sua amplitude de aceitação a condições extremas é bastante extensa. Tal fato deve-se a variação das espécies presentes no substrato. Em virtude da presença das fases aeróbia e anaeróbia, há uma maior capacidade de dissolução e de troca entre o ambiente anaeróbio para o ambiente aeróbio (Figuras 1 e 2).

PROCESSOS	CONTAMINANTES AFETADOS ¹								EFEITOS ²
	SS	SCo	DBO ₅	N	P	MP	OR	B&V	
FÍSICOS									
Sedimentação	EP	EFi	EA	EA	EA	EA	EA	EA	Sedimentação por gravidade dos sólidos.
Filtração	EFi	EFi							As partículas são filtradas mecanicamente durante a passagem da água através do substrato e massa radicular.
Adsorção		EFi							Forças de atração interparticular (força de van der Walls)
Volatilização				EFi					Volatilização de NH ₃ da água residual.
QUÍMICOS									
Precipitação					EP	EP			Formação ou precipitação de compostos insolúveis.
Adsorção					EP	EP	EFi		Adsorção no substrato ou em superfícies vegetais.
Decomposição							EP		Decomposição ou alteração de compostos pouco estáveis por fenômenos como radiação UV, oxidação e redução.
BIOLÓGICOS									
Metabolismo bacteriano		EP	EP	EP			EP		Remoção de sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias em suspensão, bênticas ou fixas as plantas. Nitrificação/Desnitrificação bacteriana.
Metabolismo vegetal							EFi	EFi	Captação e metabolismo de substâncias orgânicas pelas plantas. Excreção radicular de toxinas.
Absorção radicular				EFi	EFi	EFi	EFi		Captação radicular de nutrientes.
Mortalidade natural								EP	Decaimento natural de organismos em meios desfavoráveis.

Quadro 14 Processos de remoção em alagados construídos, contaminantes afetados¹ e possíveis efeitos² (STOWELL *et al.*, 1981 adaptado de STOWELL *et al.*, 1979).

¹Contaminantes Afetados: SS: Sólidos Sedimentáveis; SCo: Sólidos Coloidais; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio; N: nitrogênio; P: Fósforo; MP: Metais Pesados; OR: Compostos orgânicos refractários; B&V: Bactérias e Vírus; EP: Efeito Primário; EFi: Efeito Final; EA: Efeito Acidental (Efeito que ocorre acidentalmente ao remover outros contaminantes).

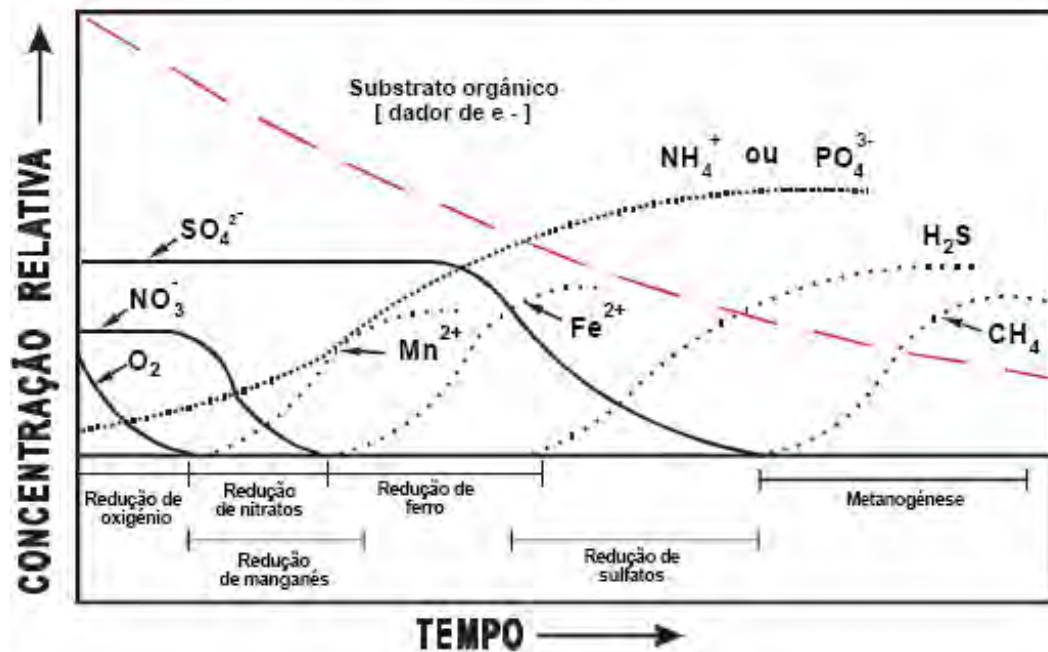


Figura 1 Sequência de reduções que ocorrem no substrato dos alagados construídos em função do tempo (MITSCH; GOSSELINK¹, 1993 *apud* DIAS *et al.*, 1999).

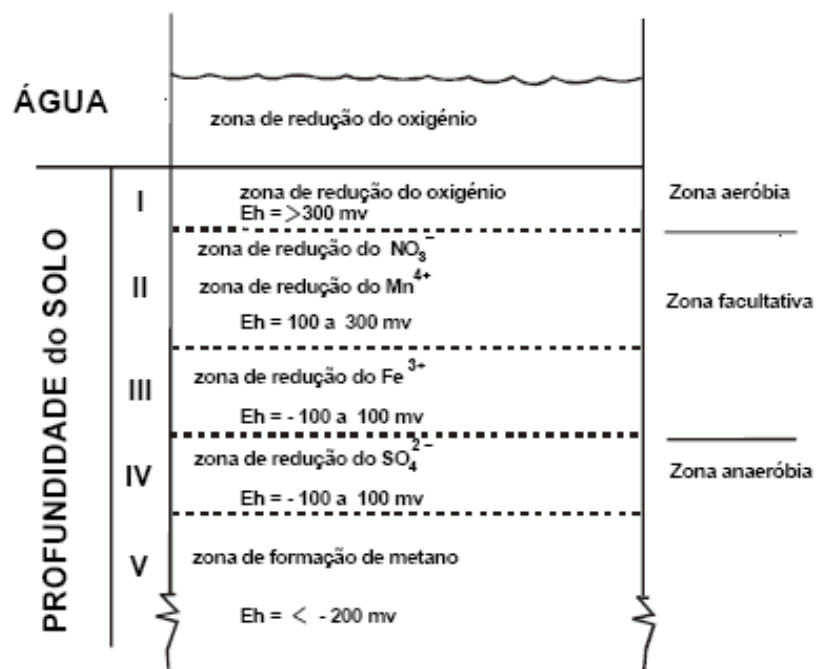


Figura 2 Sequência de reduções que ocorrem no substrato dos alagados construídos em função da profundidade do solo (MITSCH; GOSSELINK¹, 1993 *apud* DIAS *et al.*, 1999).

¹MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. 2.ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993.

Quando o solo apresenta-se inundado, o oxigênio presente é rapidamente consumido pela respiração microbiana e pela oxidação química. Após estes processos, os microrganismos anaeróbios utilizam como aceptor final de elétrons no processo respirativo uma variedade de substâncias em substituição do oxigênio. Os nitratos após o oxigênio são os primeiros componentes do solo a serem reduzidos ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$, Eh 220 mV). Entretanto, verifica-se que este processo pode ocorrer mesmo antes do oxigênio ser totalmente consumido. Na sequência, ocorre a redução do manganês mangânico ($\text{Mn}_4^+ \rightarrow \text{Mn}_2^+$, Eh 200 mV), mesmo antes do nitrato ter desaparecido totalmente. Simultaneamente a tais reações criam-se condições para as seguintes sequências: o ferro férrico é reduzido a ferro ferroso ($\text{Fe}_3^+ \rightarrow \text{Fe}_2^+$, 120 mV), o sulfato a sulfeto ($\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}_2^-$, Eh -75 mV a 150 mV) e o dióxido de carbono a metano ($\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$, Eh -250 mV a -350 mV) (DIAS *et al.*, 1999).

2.3.6 Técnicas de Alagados Construídos

Várias técnicas de alagados construídos foram desenvolvidas nestes últimos anos, as quais são utilizadas de acordo com a característica do efluente a ser tratado, a eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, o interesse da utilização da biomassa produzida e o paisagístico (SALATI, 2003).

Brix (1993) denominou as áreas alagadas construídas como sistemas de tratamento de esgotos baseados em plantas e desta forma classificou os diferentes projetos existentes de acordo com a forma de vida da macrófita dominante no sistema.

Os sistemas passaram a ser denominados da seguinte forma: a) sistemas de tratamento baseados em plantas aquáticas flutuantes livres (Figura 3); b) sistemas de tratamento baseados em plantas aquáticas submersas (Figura 4); c) sistemas de tratamento baseados em plantas aquáticas emergentes (fluxo superficial, subsuperficial horizontal e subsuperficial vertical que pode ser ascendente ou descendente) (Figuras 5, 6 e 7, respectivamente); d) sistemas de tratamento baseados em multiestágios, em que se utiliza uma combinação dos sistemas anteriores e outros tipos de tecnologias simples, como por exemplo os solos filtrantes e as lagoas de oxidação (BRIX, 1993; ARIAS; BRIX, 2003).

O sistema de tratamento avaliado neste estudo pode ser classificado como um sistema baseado em plantas aquáticas emergentes com fluxo subsuperficial vertical ascendente seguido de descendente.

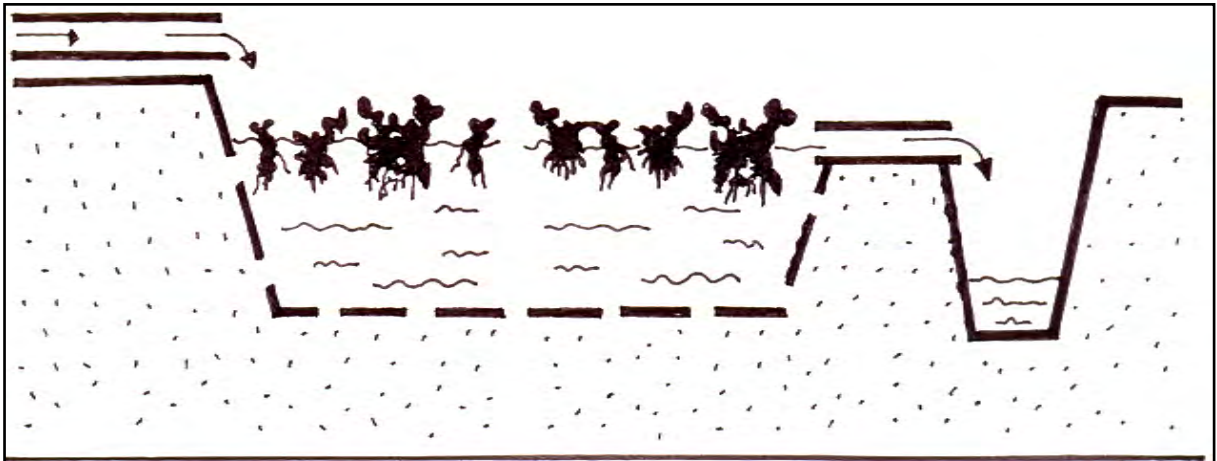


Figura 3 Sistema de tratamento baseado em plantas aquáticas flutuantes livres (BRIX, 1993).

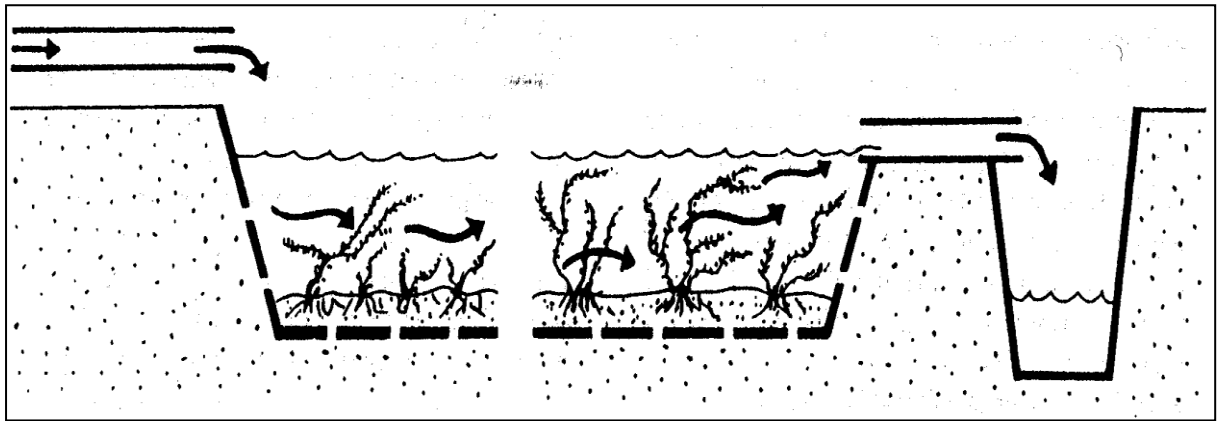


Figura 4 Sistema de tratamento baseado em plantas aquáticas submersas (BRIX, 1993).

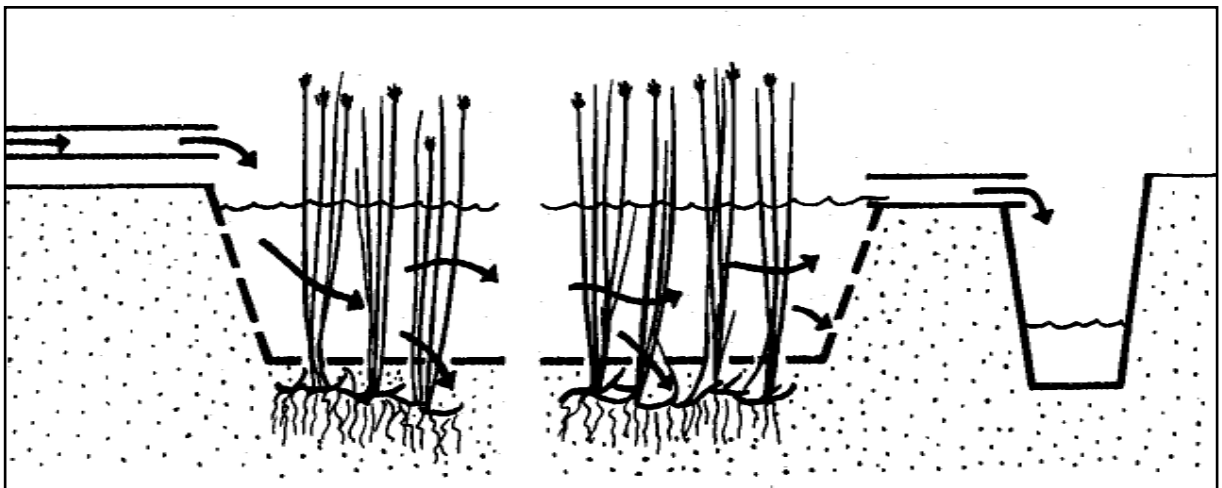


Figura 5 Sistema de tratamento com macrófitas emergentes: fluxo superficial (BRIX, 1993).

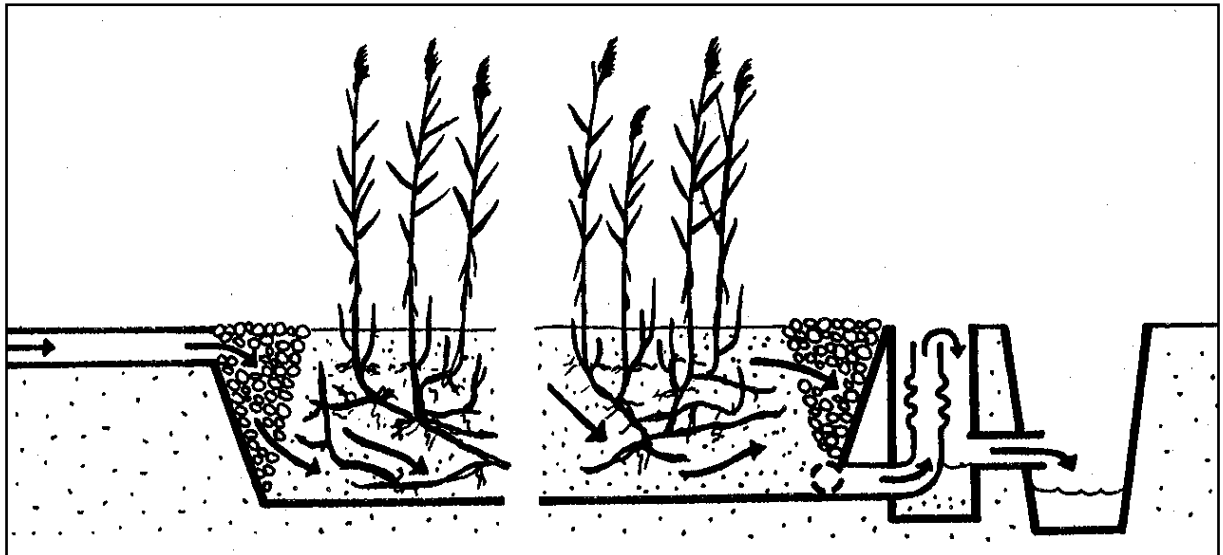


Figura 6 Sistema de tratamento com macrófitas emergentes: fluxo subsuperficial horizontal (translação). (BRIX, 1993).

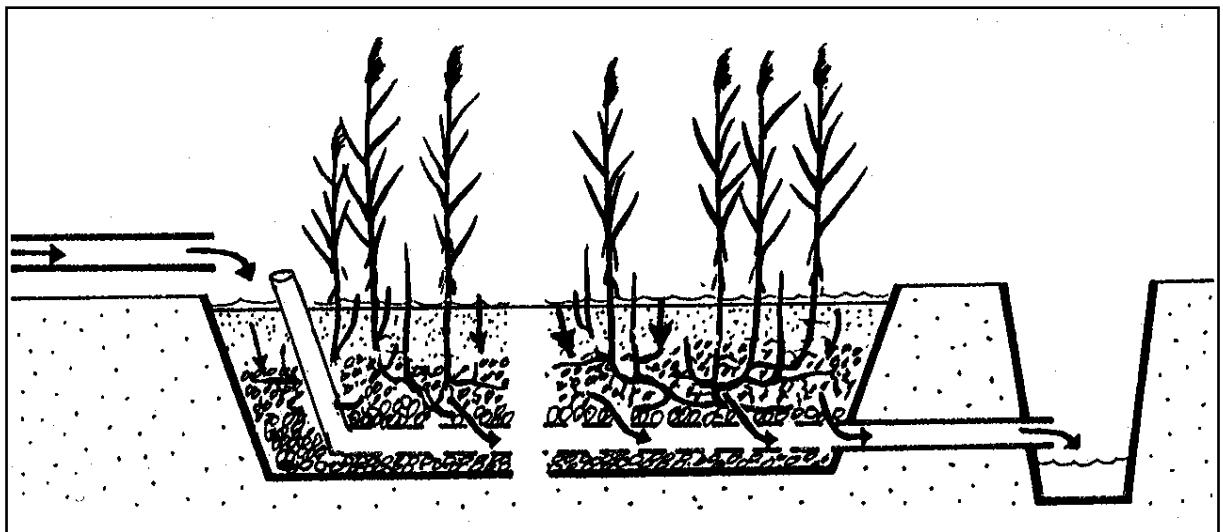


Figura 7 Sistema de tratamento com macrófitas emergentes: fluxo subsuperficial vertical (percolação) (BRIX, 1993).

2.3.6.1 Sistemas com Plantas Aquáticas Emergentes

Estes sistemas utilizam plantas aquáticas emergentes que crescem em lâminas de água de 50 cm acima da superfície do solo, até 150 cm ou mais, sendo as formas de vida dominantes em áreas alagadas. Em geral tais plantas produzem colmos e folhas aéreas e um extenso sistema de raízes e rizomas. A profundidade de penetração do sistema radicular, e

consequente exploração de um determinado volume de sedimento, ocorre diferentemente para cada espécie (BRIX, 1993; SALATI, 2003; NOGUEIRA, 2003).

Espécies típicas de plantas aquáticas emergentes são os juncos *Phragmites australis*, *Typha* sp. e *Scirpus lacustris*. Todas essas espécies vegetais são morfológicamente adaptadas para o desenvolvimento em ambientes inundados em decorrência dos espaços internos (50% a 70% do volume total da planta) capazes de transportar oxigênio (O_2) para as raízes e rizomas. O O_2 é transportado através desse espaço para as raízes e rizomas por difusão e/ou por fluxo convectivo do ar (BRIX, 1993; NOGUEIRA, 2003).

Parte do O_2 pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera oferecendo condições de oxidação para os sedimentos, que de outra forma, seriam anaeróbios. Isto proporciona a condição para a decomposição de matéria orgânica, bem como para o crescimento de bactérias nitrificadoras (NOGUEIRA, 2003; ALMEIDA, 2005).

2.3.6.2 Sistemas com Fluxo Subsuperficial Vertical

De acordo com Vymazal *et al.* (1998) e Valentim (2003) os sistemas de fluxo subsuperficial apresentam uma boa capacidade de remoção de sólidos suspensos totais e bactérias, em virtude da filtração, o que proporciona uma remoção de DBO superior à capacidade de transferência de oxigênio realizada pelas plantas, mas, geralmente uma baixa remoção de nitrogênio amoniacal.

Já os sistemas de fluxo vertical requerem uma área cinco vezes menor que os de fluxo subsuperficial horizontal e também favorecem o fornecimento de oxigênio por meio da intermitência da vazão que propicia a entrada de ar atmosférico dentro do meio suporte, contribuindo para uma eficiente remoção de DBO, e são eficientes na nitrificação. Entretanto, não promovem boa remoção de sólidos suspensos totais (VALENTIM, 2003).

As intermitentes cargas hidráulicas associadas ao fluxo vertical são, portanto, os fatores de diferenciação vantajosa com relação aos demais sistemas. Este regime hidráulico aumenta consideravelmente a oxigenação do solo, se comparado aos sistemas de fluxo subsuperficial horizontal que conta apenas com a oxigenação das plantas (NOGUEIRA, 2003).

Em decorrência destes fatores, sugere-se que os leitos cultivados de fluxo subsuperficial horizontal sejam operados em conjunto com os leitos de fluxo vertical, otimizando a capacidade de cada um dos sistemas e minimizando suas desvantagens (VYMAZAL *et al.*, 1998; VALENTIM, 2003).

O estudo pioneiro referente a sistemas com plantas aquáticas emergentes utilizando fluxo subsuperficial vertical foi realizado na Europa, a partir de resultados obtidos dos trabalhos da Dra. Seidel. Tal sistema ficou conhecido como Processo do Instituto Max-Planck ou Sistema Krefeld, que consistia basicamente em quatro a cinco estágios em cascata, cada um com vários canteiros distribuídos em paralelo e plantados com macrófitas emergentes. Os dois primeiros estágios operavam com fluxo vertical e carga hidráulica intermitente, enquanto os estágios seguintes consistiam em células de fluxo horizontal (BRIX, 1994a; NOGUEIRA, 2003).

No sistema de fluxo subsuperficial vertical durante o período de inundação o ar é forçado para fora do solo. Já no período de secagem o ar atmosférico penetra nos poros do solo, aumentando a oxigenação. Este regime de molhamento e secamento provê uma alternância de condições de oxidação e redução no substrato, estimulando uma sequência de nitrificação-desnitrificação e adsorção de fósforo. As informações sobre este sistema indicam boa performance com respeito à redução nos teores de sólidos suspensos, de DBO, de amônia e de fósforo (BRIX, 1993; ALMEIDA, 2005).

Segundo Nogueira (2003) e Mazzola (2003), estes sistemas também apresentam certas limitações que devem ser consideradas. Um importante aspecto é o risco potencial de colmatção do solo e a constante ocorrência de alagamentos que pode desencadear um fracasso geral do sistema.

2.3.7 Uso de Barreiras Impermeáveis

As barreiras impermeáveis são fatores essenciais que devem ser considerados em um sistema de tratamento com plantas, uma vez que impedem a lixiviação e a percolação do esgoto que está sendo tratado, evitando qualquer tipo de contaminação e infiltrações indesejáveis no sistema. Destaca-se que a escolha da barreira impermeável depende do local em que o sistema será instalado. Existem basicamente dois tipos de barreiras impermeáveis: os produtos impermeabilizantes e a lona ou manta plástica.

Os produtos impermeabilizantes correspondem a aditivos incorporados à argamassa ou produtos aplicados ao reboco final. Tais produtos são comumente utilizados em sistemas construídos com alvenaria (SOUSA; HAANDEL; CABRAL, 2000; HUSSAR, 2001; MAZZOLA, 2003; VALENTIM, 2003).

A lona ou manta plástica pode ser composta por polietileno de alta densidade (PEAD), cloreto de polivinila (PVC) ou polipropileno com 0,5 e 1,0mm de espessura sendo

utilizadas para revestir sistemas com grandes áreas superficiais e também aquelas que são escavadas no solo (MANSOR, 1998; SEZERINO; PHILIPPI, 2000; VALENTIM, 2003).

2.3.8 Macrófitas

Macrófitas aquáticas é um termo genérico proposto para definir as plantas herbáceas que crescem na água e em solos alagados ou inundados. Trata-se de uma denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, independente de aspectos taxonômicos (ESTEVES, 1998).

As macrófitas aquáticas como todo organismo autotrófico utilizam a energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera e produzir matéria orgânica que subsequentemente servirá de energia para seres heterótrofos como animais, bactérias e fungos. Estima-se em decorrência da diversidade de *habitat* dos alagados, que mais de 5.000 espécies de plantas são adaptadas como macrófitas de água doce. Tais espécies incluem as minúsculas *Wolffia* sp. com o tamanho aproximado ao de uma cabeça de alfinete, além de plantas como as taboas (*Typha* sp.) que podem atingir quatro metros de altura e árvores de cipreste (*Taxodium* sp.) com cerca de cinquenta metros (BRIX, 1997; VYMAZAL *et al.*, 1998; MELO JÚNIOR, 2003; BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

De acordo com a USEPA (1999), diversas pesquisas americanas têm confirmado que o sistema alagado construído de fluxo superficial é geralmente mais eficiente na remoção de sólidos suspensos totais e DBO quando se emprega leitos com plantas do que leitos sem plantas. Em relação aos sistemas de fluxo subsuperficial, tal agência afirma que o desempenho do sistema como tratamento final é praticamente o mesmo obtido para sistemas não cultivados, ou seja, as plantas contribuiriam apenas com o fator estético. Entretanto, diversos autores têm obtido resultados que comprovam que sistemas de fluxo subsuperficial cultivados com macrófitas são mais eficientes na remoção de poluentes do que sistemas não cultivados. Destacam-se aqui os estudos de Meira *et al.* (2001b); Karathanasis, Potter e Coyne (2003) e Santos, Oliveira e Ide (2007).

2.3.8.1 Função das Macrófitas

As macrófitas constituem componentes essenciais dos alagados construídos e desempenham diversas funções. Tais plantas distribuem o fluxo e reduzem a velocidade da água, assim como, criam condições para sedimentação de sólidos suspensos reduzindo a

resuspensão e aumentando o tempo de contato entre o esgoto e a superfície da área de contato da planta. Em alagados de fluxo vertical suas raízes auxiliam a prevenir as obstruções no substrato (BRIX, 1997; GOPAL, 1999).

De acordo com Brix (1994b, 1997) e Vymazal *et al.* (1998), as macrófitas reduzem a velocidade do vento próximo ao solo ou à superfície da água, inviabilizando a resuspensão de material particulado e a aeração da coluna d'água. A presença de macrófitas também atenua a luminosidade próxima ao solo ou na superfície da água impedindo a reprodução de algas em excesso. Destaca-se ainda que, em regiões de clima frio ou durante o inverno, a vegetação proporciona que o solo não fique totalmente coberto pela geada.

Os caules e folhas das macrófitas que se encontram submersos na coluna d'água providenciam uma intensa superfície de contato para a ocorrência de biofilmes. Os tecidos das plantas são colonizados por algas assim como por bactérias. Da mesma forma as raízes e rizomas que se encontram no solo proporcionam superfície para o crescimento de microrganismos (BRIX, 1997; GOPAL, 1999).

As plantas presentes em alagados também requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução, sendo que a absorção de tais nutrientes é realizada pelas raízes. Verifica-se que, uma elevada quantidade destes nutrientes é assimilada e convertida em biomassa das macrófitas que pode ser posteriormente colhida. Caso não ocorra a colheita, os nutrientes que foram incorporados à planta retornam à água pelos processos de decomposição das espécies vegetais. A vegetação de alagados construídos também pode suportar uma diversa vida selvagem, sendo *habitat* para pássaros, répteis e anfíbios (BRIX, 1994b; BRIX, 1997; GOPAL, 1999). As plantas ainda transferem oxigênio através da rizosfera, sendo que este contexto será discutido em um tópico específico a seguir. O quadro 15 sintetiza as diversas funções das macrófitas de acordo com as partes da planta.

PARTES DA PLANTA	FUNÇÕES EM ALAGADOS CONSTRUÍDOS
TECIDOS AÉREOS	Atenuação da luz → reduz o crescimento do fitoplâncton Influência microclimática → insolação durante o inverno Reduz a velocidade do vento → reduz risco de resuspensão Efeito Estético Armazenamento de nutrientes <i>Habitat</i> de micro e macro biotas
TECIDOS SUBMERSOS	Filtragem → retenção de material e microrganismos Redução da velocidade da corrente de água → aumento da sedimentação Superfície de área para biofilmes Excreção de oxigênio fotossintético → aumento da degradação aeróbia Consumo de Nutrientes
RAÍZES E RIZOMAS NOS SEDIMENTOS	Estabilização do plano sedimentar → diminui efeitos erosivos Bio-drenagem → inviabiliza a colmatção do substrato Liberação de Oxigênio → favorece a degradação da matéria orgânica Absorção de nutrientes → remove contaminantes Libertação de antibióticos → desencadeia efeitos biocidas <i>Habitat</i> de micro e macro biotas

Quadro 15 Síntese das funções das macrófitas em alagados construídos de acordo com as partes da planta (BRIX, 1997; DIAS; PACHECO; SOUTINHO, 2000).

2.3.8.2 Transferência de Oxigênio

As raízes das plantas utilizadas no tratamento de esgotos devem prover superfície para a fixação das bactérias aeróbicas e fornecer-lhes oxigênio, retirar nutrientes da solução e absorver grandes montantes de água. A transferência interna do oxigênio para as partes inferiores das plantas serve não apenas para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, mas também para oxigenar sua rizosfera. O escape de oxigênio das raízes (Figura 8) cria condições de oxidação, que juntamente com as condições anóxicas presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes, a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas e o equilíbrio das atividades fúngicas (BRIX, 1987; 1994b; ARMSTRONG *et al.*, 2000).

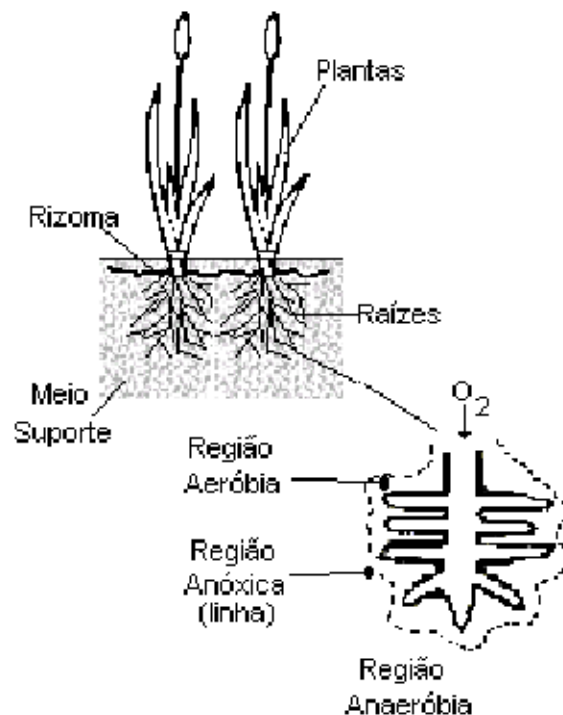


Figura 8 Detalhe da rizosfera e do transporte de oxigênio para as pontas das raízes (VALENTIM, 2003).

O sistema radicular das macrófitas apresenta parênquimas com espaços intercelulares muito amplos os quais são denominados de aerênquimas (Figura 9). Esse tipo de tecido é incolor e de aspecto esponjoso, formando grande volume de espaços intercelulares, os quais servem para o armazenamento de ar. Os aerênquimas reduzem o volume de tecido respirante, diminuindo a demanda metabólica da planta (ALMEIDA, 2005).

A formação do aerênquima em macrófitas (Figura 10) é, portanto, uma adaptação destas plantas à baixa disponibilidade de oxigênio em virtude de diminuir a resistência de difusão desse elemento entre órgãos que apresentam ou não aeração. Destaca-se que mesmo que o ambiente externo esteja hipóxico ou anóxico, a raiz encontra-se internamente aerada. Uma vez que os aerênquimas não se desenvolvem, a deficiência de oxigênio no interior da raiz permite a produção de Adenosina Tri-fosfato (ATP) apenas pela rota fermentativa, a qual é dezoito vezes menor na produção de energia que o ciclo do ácido tri-carboxílico (ARMSTRONG, 1979; TAIZ; ZEIGER, 1991).

De acordo com Brix (1994b) o movimento interno do oxigênio nas plantas ocorre em decorrência da difusão molecular passiva seguida da concentração de gradientes no interior do sistema lacunar e pelo fluxo convectivo de ar pelos espaços internos de gás nas plantas.

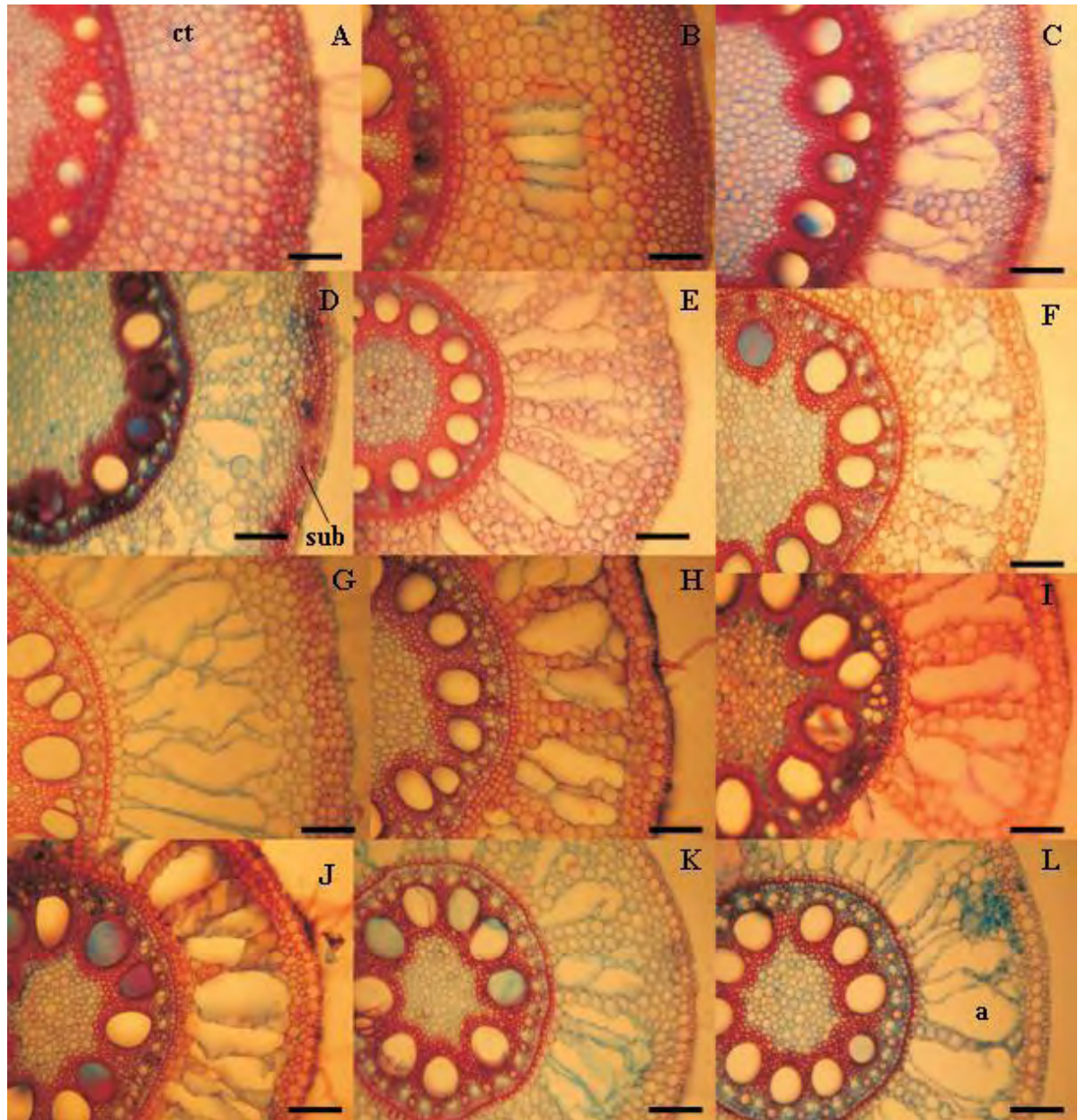


Figura 9 Seções transversais de raízes dos ciclos de seleção do milho “Saracura” e das testemunhas, sob alagamentos intermitentes com a progressão na formação de aerênquima (A-L), redução nos tecidos corticais e na camada com espessamento na região subepidérmica. Ct: Córtex; a: Aerênquima; sub: camadas subepidérmicas com lignificação. A barra corresponde a 200μm (PEREIRA *et al.*, 2008).



Figura 10 Detalhe do parênquima aerífero (aerênquima) na folha e no talo de taboa (*Typha domingensis*) (FERNÁNDEZ, 2006).

A permeabilidade da parede da raiz para o oxigênio declina rapidamente em relação ao ápice da raiz, e o oxigênio liberado pode cessar para distâncias superiores a 2 centímetros do ápice da raiz. O oxigênio liberado de finas raízes laterais da base pode ser considerado, mas geralmente, nenhuma liberação de oxigênio de raízes e rizomas velhos é detectada (ARMSTRONG, 1979; ARMSTRONG; ARMSTRONG; 1988; ARMSTRONG *et al.*, 2000).

O decréscimo da liberação de oxigênio pode provavelmente ser causado pela cuticularização e suberização da hipoderme da raiz associada à diminuição da permeabilidade das paredes da raiz. O efeito que a liberação de oxigênio tem sobre a oxidação da rizosfera é evidente pela mudança padrão dos depósitos de íon ferro nas raízes. Nota-se que, quando a oxigenação da rizosfera é satisfatória uma quantidade maior de ferro precipitado é usualmente removida da superfície da raiz. Ocorrendo o declínio da permeabilidade, os depósitos de ferro podem ser eventualmente confinados no plano da rizosfera (ARMSTRONG, 1979; BRIX, 1997).

O processo de transporte devido à concentração de oxigênio ocorre por meio de trocas de gases entre o aerênquima e a água, motivadas pela diferença de solubilidade do oxigênio e do dióxido de carbono (o qual é cerca de 30 vezes mais solúvel na água que o oxigênio) resultando em diferentes gradientes de concentração nos aerênquimas e proporcionando o movimento dos gases (BRIX, 1994b).

A liberação de oxigênio pelas raízes das plantas depende, portanto, da concentração interna de oxigênio, da demanda média de oxigênio e da permeabilidade das paredes da raiz, sendo estes fatores influenciados pelo clima, pela espécie de planta cultivada, pelo tipo de leito e pelo manejo do sistema (BRIX, 1994b; VALENTIM, 2003).

2.3.9 Seleção das Espécies Vegetais

A seleção das plantas para uma estação de tratamento deve ser criteriosa e será influenciada pela capacidade da planta em se enraizar, se desenvolver no meio saturado com esgoto e sua habilidade para tratar esgotos em níveis aceitáveis. Deve-se considerar ainda os aspectos de sanidade das plantas, a viabilidade do seu cultivo em longo prazo e os aspectos estéticos do sistema (ALMEIDA, 2005; BRASIL; MATOS; SOARES, 2007).

As espécies vegetais cultivadas neste estudo foram *Typha angustifolia* L., conhecida por Taboa e *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., conhecida por Caniço. A escolha de tais plantas foi em decorrência de suas características morfológicas e fisiológicas assim como pela possibilidade de utilização alternativa da biomassa como ornamentação, alimentação animal, cobertura de choupanas, artesanato, etc.

A taboa e o caniço são espécies que contribuem na obtenção de resultados satisfatórios em estações de tratamento de esgoto por plantas uma vez que apresentam mecanismos eficientes de aeração na raiz. Essa habilidade em transportar oxigênio e desse modo suportar uma população de microrganismos aeróbios na rizosfera é um mecanismo essencial para uma eficiente remoção de DBO e de nitrogênio (BRIX, 1990; BENDIX; TORNBJERG; BRIX, 1994).

2.3.9.1 Taboa

De acordo com Lorenzi (2000) e Almeida (2005) a taboa (*Typha angustifolia* L.) (sinônimo: *Typha dominguensis* Pers.) (Figura 11) também é conhecida por tabua, partasana, paina-de-flexa, paineira-de-flexa, paineira-do-brejo, espadana, landim, capim-de-esteira, pau-de-lagoa, tabebuia, e erva-de-esteira.

Trata-se de uma macrófita pertencente a ordem Pandanales e a família Typhaceae. Os representantes desta ordem apresentam folhas lineares, com bainha bem desenvolvida, podendo ou não apresentar caule lenhoso (JOLY, 1979).

A taboa é uma planta herbácea perene que cresce em brejos e regiões alagadiças; apresenta caule com uma porção rizomatosa rastejante e outra ereta que transporta as folhas. Tais folhas são sésseis, lineares, longas e de nervação paralela, sendo que a maioria se insere na base e podem apresentar de 2 m ou mais de comprimento e de 15 a 25 mm de largura. As flores de sexo separado estão reunidas em densas inflorescências cilíndricas (Figura 11), as masculinas abaixo e as femininas acima. Já as flores de ambos os sexos apresentam pêlos longos representando o perianto. O fruto é minúsculo e seco. Propaga-se por sementes e vegetativamente por meio de rizomas (JOLY, 1979; LORENZI, 2000; ALMEIDA, 2005).



Figura 11 Inflorescência de taboa (*Typha angustifolia*) (CARVALHO; VELINI; MARTINS, 2005).

De acordo com Joly (1979) e Lorenzi (2000), a taboa é uma planta nativa da América do Sul e de distribuição cosmopolita, podendo ser encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais. A figura 12 destaca a distribuição desta espécie no Brasil.

Tal macrófita chega a produzir sete toneladas de rizomas por hectare. Seus rizomas são comestíveis, possuindo teor de proteína igual ao do milho e de carboidratos iguais ao da batata. Além de serem nutritivos apresentam também um sabor agradável podendo ser ingeridos crus, em substituição ao palmito, ou após cozidos. Salientam-se ainda as propriedades adstringentes, diuréticas e emolientes dos rizomas da taboa sendo utilizados na

medicina caseira nas afecções do aparelho urinário, disenterias e algumas inflamações (ALZUGARAY; ALZUGARAY, 1988; LORENZI, 2000).

As folhas e hastes podem ser utilizadas na fabricação de papel em decorrência da alta percentagem de celulose e também de artesanatos, esteiras, utensílios decorativos e móveis. Em Inhumas (GO) as folhas são utilizadas na fabricação de tranças que fixam os bulbos de alho, simulando réstias, as quais são comercializadas em cidades goianas. Do fruto aproveita-se a paina de seda para encher almofadas, travesseiros e alcochoados (VALENTIM, 2003; ALMEIDA, 2005).



Figura 12 Distribuição geográfica de taboa no Brasil (LORENZI, 1982).

As taboas são aptas para crescer em meios com cargas orgânicas, reduzindo os sedimentos, assim como em regiões ácidas com altas concentrações de íons metálicos reduzindo tais elementos na água (BENDIX; TORNBJERG; BRIX, 1994).

2.3.9.2 Caniço

O caniço (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel) (Figura 13) é uma macrófita aquática emergente perene pertencente à família Poaceae. Trata-se de uma planta robusta, com colmos eretos, com folhas em forma de lâminas. Tal planta pode atingir cerca de 6m de altura. As flores estão organizadas em espiguetas, com a presença de pêlos no fuso. Já as hastes desenvolvem-se de um sistema vertical e horizontal de rizomas que também tem por função a difusão vegetativa da planta. A reprodução pode, portanto ocorrer por sementes ou assexuadamente por meio de rizomas. Apresenta uma distribuição geográfica extensa podendo ser encontrada em climas frios e também em regiões tropicais. É uma espécie de zonas litorais de lagos, rios, canais de drenagem, irrigação, ambientes rasos e pantanosos (WEBERLING; SCHWANTES, 1986; BRIX, 1999).

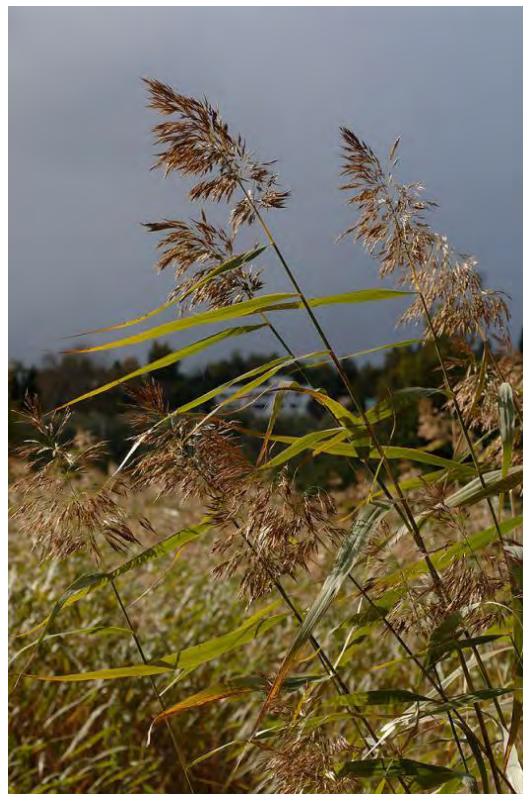


Figura 13 Caniço (*Phragmites australis*) (HOLOPAINEM, 2005).

A percentagem de germinação de sementes de caniços pode variar de 2% a 96%. Uma alta e flutuante temperatura é aparentemente preferível sendo que a germinação pode ocorrer na superfície do solo após cinco ou seis dias e ser usualmente completada em sete e

nove dias. A luminosidade não é necessária para assegurar a germinação (VYMAZAL *et al.*, 1998).

Segundo Engloner (2009) a média de altura das curvas de crescimento dos brotos de caniço apresenta uma forma sigmóide de junho para agosto, sendo que a biomassa também é máxima em julho, agosto ou setembro. Fiala² (1976 *apud* ENGLONER, 2009) verificou a ocorrência de um intenso crescimento de rizomas de *Phragmites australis* durante o verão (junho – julho), mas os períodos mais ativos de crescimento da raiz foram durante a primavera (abril – maio) e o outono (principalmente setembro).

Verifica-se que, uma elevada fertilidade do solo assim como uma maior disponibilidade de nitrogênio favorece o aumento do número, altura, peso e diâmetro dos brotos de caniço. A biomassa, densidade e comprimento dos brotos de tal macrófita também foram reportados por serem superiores em alagados construídos com águas residuárias do que em alagados naturais (ENGLONER, 2009).

Phragmites australis é uma espécie que se difundiu principalmente nos ecossistemas da Europa, como por exemplo, no Delta do Danúbio e Lago Fertó, sendo que as hastes das palhetas foram utilizadas durante vários séculos para cobertura de telhados (Figura 14) e vedação. Na Romênia, a colheita de caniço tem sido desenvolvida para a fabricação de papelão, papéis para impressão e placas de isolamento. Destaca-se que em várias partes do mundo, muitas pessoas dependem economicamente da cultura de caniço (BRIX, 1999).

Os caniços também apresentam importantes funções na prevenção de erosões ocasionadas por ondas e correntezas dos rios. Tal planta contribui ainda para a manutenção da biodiversidade, uma vez que alguns pássaros encontram *habitat* em reservas em que *Phragmites australis* é a espécie dominante (BRIX, 1999).

²FIALA, K. Underground organs of *Phragmites communis* their growth, biomass and net production. **Folia Geobot. Phytotaxon**, v.11, p. 225-259, 1976.



Figura 14 Caniço sendo utilizado para cobertura de um telhado no norte de Limfjord (Dinamarca) (BRIX, 1994c).

2.3.10 Experiências Goianas

Atualmente existem implantados em Goiás doze sistemas de alagados construídos para o tratamento de esgoto (Tabela 2). Tais sistemas têm proporcionado efluentes de qualidade satisfatória com eficiência superior a 80%. Análises laboratoriais foram realizadas no decorrer dos três primeiros meses (junho, julho, agosto) de funcionamento do alagado construído para tratamento do esgoto da Fundação Pró-Cerrado e indicaram uma eficiência na redução da DBO_5 de 87,9% e de coliformes fecais de 99,9%. Destaca-se ainda que o sistema implantado na Fundação Pró-Cerrado também proporciona a educação ambiental a crianças e adolescentes provenientes de escolas do município.

Tabela 2 Relação¹ dos sistemas de alagados construídos para o tratamento de esgoto, existentes no estado de Goiás em 2009.

LOCALIZAÇÃO	INSTITUIÇÃO	TIPO DE ESGOTO	VAZÃO
Goiânia	Unifamiliar	Doméstico	1 m ³ dia ⁻¹
Goiânia	Unifamiliar	Doméstico	1 m ³ dia ⁻¹
Caldas Novas	Unifamiliar	Doméstico	1 m ³ dia ⁻¹
Cidade de Goiás	Unifamiliar	Doméstico	1 m ³ dia ⁻¹
Goiânia	Fundação Pró-Cerrado	Doméstico	5 m ³ dia ⁻¹
Goiânia	Integral Nutrição Animal	Indústria/doméstico	10 m ³ dia ⁻¹
Catalão	Anglo American	Indústria/doméstico	10 m ³ dia ⁻¹
Goiânia	CEDAC	Indústria/doméstico	10 m ³ dia ⁻¹
Catalão	Fosfertil	Indústria/doméstico	45 m ³ dia ⁻¹
Goiânia	UCG / Campus II	Doméstico	60 m ³ dia ⁻¹
Caldas Novas	Lagoa Quente	Doméstico	100 m ³ dia ⁻¹
Caldas Novas	Ecologic Park das Thermas	Doméstico	140 m ³ dia ⁻¹

¹Informação obtida de Stephan Posch, responsável pela instalação dos sistemas de alagados construídos, em junho de 2009, via e-mail.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DE ESTUDO

O experimento foi conduzido na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgotos por Plantas – Eptep, da Universidade Federal de Goiás - UFG, localizada em área da Estação de Tratamento de Esgotos - ETE Samambaia (Figura 15), que é operada pela Saneamento de Goiás S.A. - Saneago, no município de Goiânia, Goiás.



Figura 15 Vista parcial da Estação de Tratamento de Esgotos - ETE Samambaia, local de realização do experimento.

O clima do local é direcionado por sistemas regionais de circulação atmosférica, sendo que apresenta um inverno seco com temperaturas mínimas diárias mais baixas e elevada amplitude térmica. Já o verão é quente e chuvoso e na primavera são observadas temperaturas mais elevadas (NASCIMENTO; LUIZ, 2007; NASCIMENTO, 2009).

3.2 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

A unidade experimental possui vinte e quatro módulos de tratamento, agrupados em sequências de dois módulos (módulos iniciais e finais). Cada módulo é constituído por uma caixa d'água em fibra de amianto, da marca comercial Eternit, com 1,3 m² de área e um metro cúbico de capacidade volumétrica.

As caixas foram dispostas na superfície do solo, equidistantes umas das outras (Figuras 16 e 18) e preenchidas com camadas sobrepostas de substrato (no fundo com brita

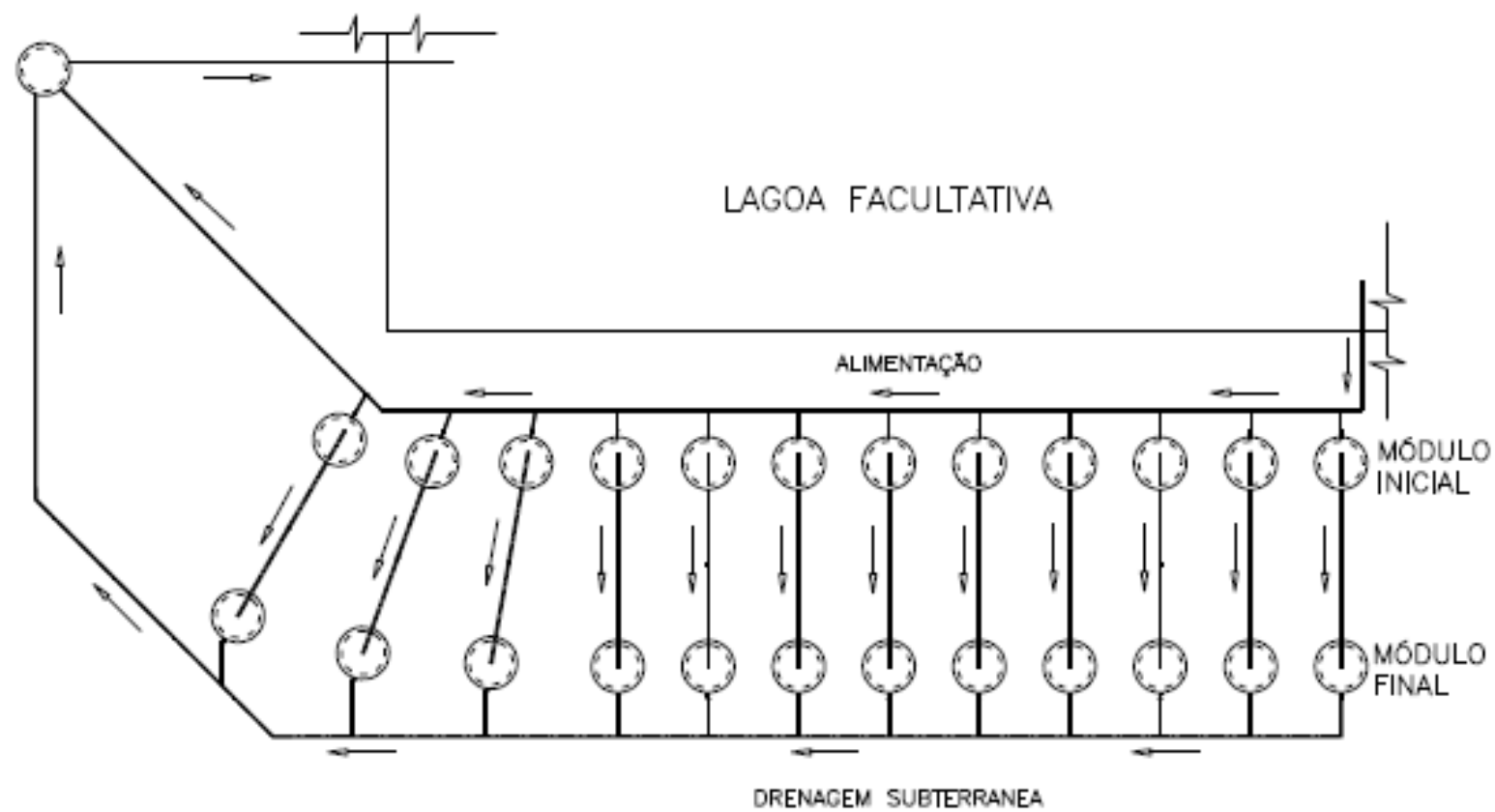
número 3, na sequência brita número 1, areia lavada e novamente brita número 1) até 5 cm de sua borda superior (volume reservado para águas de chuva) (Figura 17).

Nos módulos iniciais de tratamento (Figuras 16 e 17) foram introduzidos tubos de PVC de 25 mm de diâmetro, diagonalmente até o centro do fundo de cada caixa, dentro da camada de brita número 3. Este tubo destinava-se à aplicação do esgoto bruto. No meio da camada superior de substrato, composta por brita número 1, foi posicionado um tubo de drenagem, com diâmetro de 50 mm, destinado a coletar o esgoto tratado e conduzi-lo para fora da caixa, direcionando-o aos módulos finais de tratamento num tubo de PVC de 50 mm de diâmetro.

Nos módulos finais de tratamento (Figuras 16 e 17), o tubo de drenagem foi instalado no fundo das caixas, sendo envolto pela camada de brita número 3. Na parte externa do tubo de drenagem foi adaptada uma união soldável, um cotovelo de 90° e um tubo de PVC (60 cm de comprimento, posicionado verticalmente). Na parte central do tubo foi conectado um pequeno registro de esfera e na extremidade superior um “T” com redução para 25 mm e uma mangueira (Figura 19). O registro possibilitava a coleta de amostras de esgoto tratado para análises. A mangueira destinava-se à drenagem do esgoto tratado e à manutenção do nível interno de esgoto dentro do módulo de tratamento, o que era determinado pelo posicionamento do “T”.

Os módulos de tratamento foram vegetados com as espécies *Typha angustifolia*, conhecida por taboa (Figura 20), que apresentou melhor desempenho dentre quatro espécies avaliadas por Almeida (2005) e Almeida; Oliveira; Kliemann (2007), em Goiânia, e *Phragmites australis*, conhecida por caniço (Figura 21), que tem sido utilizada nas estações de tratamento de esgotos por plantas em Goiás e em outras regiões do país. As sequências de módulos possuem as combinações das duas espécies vegetais (Quadro 16), com três repetições.

As mudas das espécies vegetais foram transplantadas na terceira semana de fevereiro de 2007, sendo inseridas nos primeiros 10 cm da areia lavada, logo abaixo da camada superior de brita número 1, em população de 8 plantas por caixa para a taboa e 12 plantas por caixa para o caniço. As mudas de taboa foram coletadas na barragem do córrego Samambaia, em área da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da UFG. Já as mudas de caniço foram coletadas na estação de tratamento de esgotos de uma empresa particular, em Goiânia, GO.



VISTA GERAL ESCALA 1:150

Figura 16 Esquema geral da estação de pesquisas utilizada no experimento.

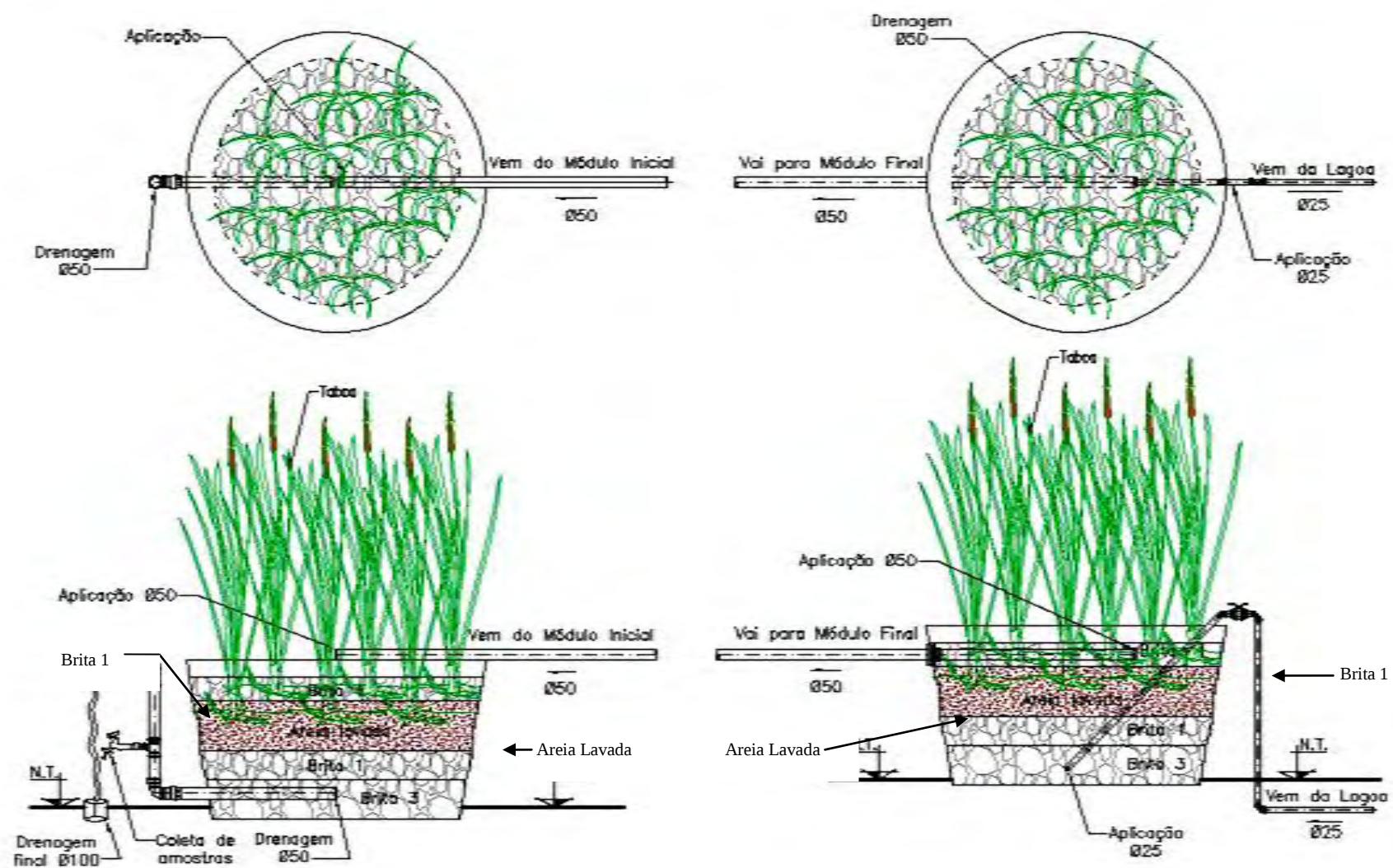


Figura 17 Vistas em planta baixa e em corte dos módulos de tratamento.



Figura 18 Detalhe do posicionamento dos módulos de tratamento no primeiro plano vegetados com taboa.

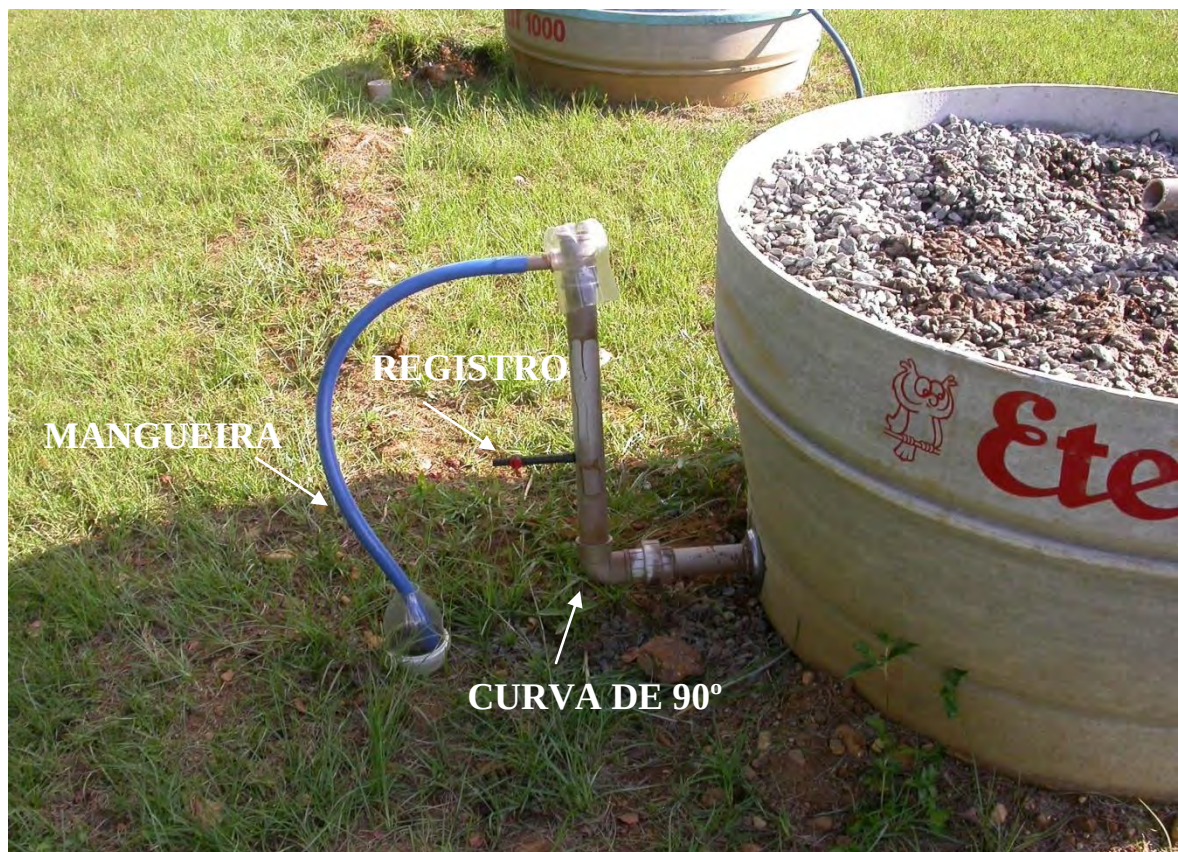


Figura 19 Detalhe da parte externa da drenagem dos módulos de tratamento final.



Figura 20 *Typha angustifolia* (Taboa)



Figura 21 *Phragmites australis* (Caniço)

NÚMERO	REPETIÇÃO	MÓDULOS DE TRATAMENTO	
		Inicial ¹	Final ²
1	1	Taboa	Taboa
2		Caniço	Caniço
3		Caniço	Taboa
4		Taboa	Caniço
5	2	Taboa	Taboa
6		Caniço	Caniço
7		Taboa	Caniço
8		Caniço	Taboa
9	3	Caniço	Caniço
10		Taboa	Taboa
11		Taboa	Caniço
12		Caniço	Taboa

Quadro 16 Combinações das espécies vegetais avaliadas no tratamento de esgoto sanitário num sistema do tipo zona de raízes. Goiânia, GO. 2008.

¹ fluxo vertical ascendente; ² fluxo vertical descendente.

Não foi realizada a irrigação dos módulos durante o período inicial de desenvolvimento das plantas, sendo a umidade mantida pela precipitação pluvial até o enraizamento das mudas. Durante o primeiro mês, as plantas que morreram foram substituídas, de forma a manter a população inicial de plantas. A aplicação de esgoto iniciou-

se após quinze dias do plantio e seu nível dentro dos módulos de tratamento foi mantido a 5 cm abaixo da superfície do substrato pela posição do tubo de drenagem nos módulos iniciais e pelo posicionamento do “T” nos módulos finais. A manutenção deste nível evita a proliferação de mosquitos e maus odores.

A lâmina de aplicação de esgoto foi ordenada por uma unidade de bombeamento com controle automático de tempo, realizando aplicações três vezes ao dia (duas vezes com duração de oito minutos e uma vez com duração de sete minutos), resultando numa taxa de aplicação de $80 \text{ L m}^{-2}\text{dia}^{-1}$. Tal taxa corresponde a uma área de estação de tratamento de 2 m^2 por habitante, a qual foi utilizada por Almeida (2005) em seus estudos na região.

O esgoto a ser tratado foi bombeado diretamente da parte inicial da lagoa facultativa da ETE Samambaia (Figura 22) e conduzido aos módulos de tratamento, por meio do tubo de PVC com diâmetro de 25 mm sendo aplicado no fundo dos módulos iniciais. O esgoto subia internamente nos módulos, passando pelas camadas de substrato, até chegar à camada superior de brita, de onde era drenado e conduzido aos módulos finais. Nestes, a aplicação dava-se na superfície e o esgoto percolava, passando pelas camadas de substrato, até a camada inferior de brita número 3, de onde era drenado.



Figura 22 Vista panorâmica da Lagoa Facultativa da ETE Samambaia, de onde é coletado o esgoto para aplicação nos módulos de tratamento. No lado esquerdo, a bóia que sustenta a bomba de aplicação do esgoto.

Assim, o esgoto foi tratado por um primeiro módulo de tratamento, com fluxo vertical ascendente, com uma determinada espécie vegetal, e novamente tratado em um segundo módulo de tratamento, com fluxo vertical descendente e nova espécie vegetal, que poderia ser igual à primeira. Após passar pelas sequências dos módulos de tratamento, o líquido era reunido e devolvido à lagoa facultativa, de onde fora coletado.

3.3 PERÍODO DE COLETA E PONTOS DE AMOSTRAGEM

As coletas das amostras do esgoto foram realizadas por aproximadamente um ano após a implantação do experimento, durante os meses de maio, junho, agosto, outubro e dezembro. As datas das respectivas coletas foram: 13/05/2008 (Figura 23); 10/06/2008; 12/08/2008; 18/08/2008; 06/10/2008; 03/11/2008; 12/11/2008; 08/12/2008 (Figura 24).

A amostragem se deu no final de cada uma das sequências de módulos em 12 pontos de coleta, no registro amostrador dos módulos finais (Figura 25), e na linha de alimentação (Figura 16, p. 67) que representa o esgoto antes de ser submetido ao tratamento. As amostras foram submetidas a análises laboratoriais para caracterização do efluente e posterior cálculo de eficiência dos tratamentos.



Figura 23 Estação de tratamento de esgoto por plantas em 13/05/2008 (Data da primeira coleta de amostras para análises).



Figura 24 Estação de tratamento de esgoto por plantas em 08/12/2008 (Data da última coleta de amostras para análises).



Figura 25 Coleta no registro amostrador do módulo final cultivado com caníço, no dia 13 de maio de 2008.

3.4 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E HIDRÁULICAS

Os dados de temperatura, umidade relativa do ar, precipitação, insolação e velocidade do vento durante o experimento foram obtidos na Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás, localizada em Goiânia (GO), aproximadamente 1.000 m da estação de pesquisa. A estação evaporimétrica está localizada a 16° 41'' S e 49° 17'' WGrw e a uma altitude de 741 m.

O sistema de tratamento foi monitorado por meio das vazões de entrada e saída ($L\ m^{-2}dia^{-1}$). Destaca-se que no cálculo do volume de vazios não foi considerado o volume ocupado pelas raízes.

3.4.1 Cálculo do volume de espaços vazios

O volume de espaços vazios foi calculado considerando a forma e o volume de ocupação de cada uma das quatro camadas de substrato dentro do módulo (Tabela 3). Verificam-se os seguintes volumes ocupados por cada substrato no módulo:

1. Brita nº 3 (fluxo ascendente no módulo)

Forma da camada de brita nº3: Cilíndrica

Raio (R): 60 cm

Altura (H): 18 cm

$$V = \pi R^2 H \quad (1)$$

$$V = 0,204\ m^3$$

2. Brita nº 1 (fluxo ascendente no módulo)

Forma da camada de brita nº1: Tronco cônico invertido

Raio maior (R): 64 cm

Raio menor (r): 60 cm

Altura (H): 14 cm

$$V = 1/3 \pi H (R^2 + Rr + r^2) \quad (2)$$

$$V = 0,169\ m^3$$

3. Areia lavada (fluxo ascendente no módulo)

Forma da camada de areia: Tronco cônico invertido

Raio maior (R): 68 cm

Raio menor (r): 64 cm

Altura (H): 23 cm

$$V = 1/3 \pi H (R^2 + Rr + r^2) \quad (3)$$

$$V = 0,315\text{m}^3$$

Tabela 3 Volume de vazios em cada módulo de tratamento. Goiânia, GO. 2008.

SUBSTRATO ¹	VOLUME (m ³)	VAZIOS	TOTAIS DE VAZIOS (m ³)
Brita nº3	0,204	51%	0,104
Brita nº1	0,169	46%	0,008
Areia lavada	0,315	40%	0,126
TOTAL	0,848	-	0,238

¹Os totais de vazios da camada de brita nº1 (superfície) não foram considerados no módulo inicial pois o tubo de drenagem encontrava-se inserido nesta camada para que ocorresse a coleta do esgoto. Já no módulo final o esgoto preenchia os espaços vazios dos substratos de acordo com o nível do tubo externo (logo abaixo da camada de brita nº1).

3.4.2 Cálculo do tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção hidráulica (TDH) do esgoto nos módulos foi calculado a partir do volume de espaços vazios nos módulos (Volume de vazios: L), da área de cada módulo (m²) e da taxa de aplicação (L m⁻²dia⁻¹). O TDH foi obtido pela equação (4) (CUNHA, 2006):

$$\text{TDH} = \frac{V_v}{A_m \times \text{Tap}} \quad (4)$$

$$\text{TDH} = \frac{238}{1,3 \times 80}$$

$$\text{TDH} = 2,3 \text{ dias em cada módulo}$$

Em que:

TDH: Tempo de detenção hidráulica, em dias

Vv: Volume de vazios, em L

Am: Área de cada módulo, em m²

Tap: Taxa de aplicação, em L m⁻²dia⁻¹

Obs: Como o alagado construído deste estudo apresenta dois módulos, o TDH total foi de 4,6 dias, ou seja, 2,3 dias no módulo inicial e 2,3 dias no módulo final.

3.5 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

Os atributos do esgoto: DBO, oxigênio dissolvido, DQO, cor aparente, pH, nitrogênio amoniacal, fosfatos, turbidez, cloretos, dureza, condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos totais dissolvidos, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos foram analisados por técnicos da Agência Ambiental do Estado de Goiás, atual Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH, conforme metodologias descritas pelo *Standard methods for the examination of water and wastewater* (AWWA; APHA; WPCI, 1998). As variáveis físico-químicas e os respectivos métodos de análise encontram-se no quadro 17.

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODO
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg O ₂ L ⁻¹	Titulométrico
Oxigênio Dissolvido	mg O ₂ L ⁻¹	Espectrofotométrico
Demanda Química de Oxigênio	mg O ₂ L ⁻¹	Colorimétrico
Cor Aparente	u.C.	Espectrofotométrico
Potencial Hidrogeniônico	-	Potenciométrico
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Espectrofotométrico
Fosfatos	mg L ⁻¹	Espectrofotométrico
Turbidez	UNT	Espectrofotométrico
Cloretos	mg L ⁻¹	Método de Mohr
Dureza	mg L ⁻¹	Titulométrico
Condutividade Elétrica	µS cm ⁻¹	Potenciométrico
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	Gravimétrico
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis	mg L ⁻¹	Gravimétrico
Sólidos Totais Fixos	mg L ⁻¹	Gravimétrico

Quadro 17 Variáveis físico-químicas analisadas e os métodos de determinação realizados pela Agência Ambiental, atual SEMARH.

A análise biológica de Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL⁻¹) foi realizada pela metodologia de tubos múltiplos.

3.6 EFICIÊNCIA E ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados das análises do esgoto bruto foram comparados com os padrões de lançamento de efluentes determinados pela resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005. Os atributos de qualidade da água para corpos d'água de classe 2, referentes a esta resolução, também foram utilizados para possível comparação com os valores de entrada no sistema (CONAMA, 2005).

A eficiência percentual dos sistemas com as espécies *Typha angustifolia* L. (Taboa) e *Phragmites australis* Cav. Trin. ex. Steud. (Caniço), em suas combinações possíveis, no tratamento de esgoto por zona de raízes foi determinado pela equação (5) (ALMEIDA, 2005):

$$E (\%) = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100 \quad (5)$$

Em que:

E (%): Eficiência percentual

C_e: Concentração de entrada

C_s: Concentração de saída

Procedeu-se a análise de variância (Teste F) para verificar se havia diferença entre os tratamentos e a comparação de médias dos tratamentos (Teste de Tukey – Kramer, a 5% de probabilidade) para se obter o tratamento mais eficiente. Os resultados foram analisados pelo programa *Statistical Analysis System (SAS)*.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

As médias mensais de temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento durante o experimento podem ser visualizadas na Tabela 4.

Tabela 4 Médias de variáveis meteorológicas¹ relativas ao período de coleta das amostras no experimento de tratamento de esgoto com plantas. Goiânia, GO. 2008.

MÊS	TEMPERATURA ² (°C)		UMIDADE ² (%)	VENTO ² (km . h ⁻¹)
	Máxima	Mínima		
Maio	29,0	13,8	69,0	2,2
Junho	29,8	<u>11,3</u>	61,0	<u>1,8</u>
Agosto	32,7	11,5	<u>52,0</u>	2,5
Outubro	33,1	18,3	64,0	3,4
Novembro	31,0	19,7	71,0	3,0
Dezembro	29,5	19,5	73,0	3,7

¹Fonte: Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural – Escola de Agronomia – Universidade Federal de Goiás. ² As médias em negrito referem-se aos valores máximos enquanto que as médias sublinhadas aos valores mínimos.

Em relação ao período de coletas, a temperatura média máxima foi observada no mês de outubro (33,1°C) e a temperatura média mínima (11,3°C) em junho. A média máxima de umidade relativa do ar foi observada em dezembro (73%) e a menor no mês de agosto (52%). A velocidade média do vento foi maior em dezembro (3,7 km.h⁻¹) enquanto que em junho (1,8 km.h⁻¹) foi observada a menor velocidade média (Tabela 4).

De acordo com Almeida (2005) os períodos de maio, junho e agosto são apontados como meses secos enquanto que os meses de outubro, novembro e dezembro são chuvosos. Tal afirmação corrobora com os níveis totais de precipitação observados durante as coletas amostrais neste estudo (Tabela 5).

O maior nível de precipitação foi observado no mês de novembro (219,8 mm) enquanto que o menor nos meses de junho e agosto (0,0 mm, em ambos). A evaporação do tanque de “Classe A” foi maior no mês de outubro (207,5 mm) e menor em maio (126,2 mm). Já a evaporação à sombra fornecida pelo evaporímetro de Piche foi alta em agosto (136,2 mL) e baixa em junho (49,2 mL). A insolação obteve valores elevados para agosto (283,2 h) e reduzidos para dezembro (145,9 h) (Tabela 5).

Tabela 5 Variáveis meteorológicas¹ totais relativas ao período de coleta das amostras no experimento de tratamento de esgoto com plantas. Goiânia, GO. 2008.

MÊS	PRECIPITAÇÃO ² (mm)	ECA ^{2,3} (mm)	EVAP. ^{2,4} (mL)	INSOLAÇÃO ² (h)
Maio	166,4	<u>126,2</u>	50,0	240,6
Junho	<u>0,0</u>	133,7	<u>49,2</u>	256,2
Agosto	<u>0,0</u>	196,9	136,2	283,2
Outubro	102,0	207,5	97,0	218,2
Novembro	219,8	176,7	67,8	157,8
Dezembro	206,2	162,6	100,7	<u>145,9</u>

¹Fonte: Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural – Escola de Agronomia (UFG).

²As médias em negrito referem-se aos valores máximos enquanto que as médias sublinhadas aos valores mínimos; ³ECA: Evaporação do tanque “Classe A”; ⁴EVAP: Evaporação á sombra fornecida pelo evaporímetro de Piche.

As variáveis meteorológicas referentes aos dias específicos das coletas assim como de quatro dias anteriores encontram-se nas tabelas 6 e 7. Optou-se por apresentar os valores das variáveis meteorológicas de quatro dias anteriores, pois considera-se neste caso o período de entrada do esgoto nos módulos iniciais, uma vez que o tempo de detenção do esgoto foi de 4,6 dias (2,3 dias nos módulos iniciais e 2,3 dias nos módulos finais). Destaca-se que as variáveis meteorológicas podem influenciar no processo de tratamento do esgoto sanitário. Se durante o período de tratamento ocorrerem chuvas, por exemplo, o esgoto permanecerá mais diluído dentro dos módulos e, conseqüentemente poderão se obter resultados diferentes dos esperados para dias não chuvosos.

As figuras 26 e 27 demonstram a variação morfológica do caniço durante o período de frio e calor. De Vos (2004) afirma que *Phragmites australis* secam durante o período de inverno e oferecem um aspecto ruim à unidade de tratamento por aproximadamente quatro a cinco meses. Tal fato foi observado neste estudo sendo que em maio (Figura 26) as folhas do caniço apresentaram-se mais secas do que em dezembro (Figura 27). O mês de maio corresponde ao final do outono, sendo que os próximos quatro meses posteriores são de inverno, com um clima mais frio. Os meses de maio, junho e agosto (Tabela 6) foram os que apresentaram temperaturas mínimas mais baixas podendo possivelmente ter contribuído para o ressecamento das folhas enquanto que nos meses de outubro, novembro e dezembro a temperatura mínima foi mais elevada (Tabela 7) favorecendo o desenvolvimento do caniço.

Tabela 6 Variáveis meteorológicas¹ referentes aos dias de coleta e de quatro dias anteriores durante os meses de maio, junho e agosto no sistema de tratamento de esgoto por plantas. Goiânia, GO. 2008.

DATAS	TEMP. ² (°C)		U.R. ³ (%)	PRECIP. ⁴ (mm)	INSOLAÇÃO (h)
	Máxima	Mínima			
9/5/2008	29,4	12,0	69,0	0,0	8,3
10/5/2008	29,6	12,8	68,0	0,0	9,2
11/5/2008	30,0	14,0	68,0	0,0	7,7
12/5/2009	28,2	14,4	73,0	0,0	5,2
13/5/2009	28,2	15,4	71,0	0,0	7,6
6/6/2008	30,4	11,8	65,0	0,0	8,7
7/6/2008	29,4	11,4	65,0	0,0	8,6
8/6/2008	29,8	11,8	68,0	0,0	9,0
9/6/2009	30,0	11,8	65,0	0,0	8,1
10/6/2008	30,4	10,8	63,0	0,0	9,1
8/8/2008	33,0	12,4	61,0	0,0	9,3
9/8/2008	34,2	12,8	61,0	0,0	9,6
10/8/2008	33,2	11,8	61,0	0,0	9,3
11/8/2008	33,8	11,2	61,0	0,0	9,4
12/8/2008	33,8	10,8	59,0	0,0	9,8
14/8/2008	32,0	10,4	66,0	0,0	9,3
15/8/2008	32,4	11,2	58,0	0,0	9,6
16/8/2008	31,8	10,6	54,0	0,0	9,9
17/8/2008	32,8	10,4	57,0	0,0	9,0
18/8/2008	32,2	11,8	57,0	0,0	9,8

¹Fonte: Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural da Escola de Agronomia (UFG); ²TEMP: Temperatura (°C); ³U. R.: Umidade Relativa (%); ⁴PRECIP.: Precipitação (mm).

Tabela 7 Variáveis meteorológicas¹ referentes aos dias de coleta e de quatro dias anteriores durante os meses de outubro, novembro e dezembro no sistema de tratamento de esgoto por plantas. Goiânia, GO. 2008.

DATAS	TEMP. ² (°C)		U.R ³ (%)	PRECIP. ⁴ (mm)	INSOLAÇÃO (h)
	Máxima	Mínima			
2/10/2008	29,0	18,8	75,0	0,0	1,9
3/10/2008	30,8	18,8	59,0	9,8	7,5
4/10/2008	34,6	19,6	59,0	36,4	7,7
5/10/2008	30,2	19,8	74,0	0,0	2,5
6/10/2008	33,8	19,0	67,0	1,8	8,8
30/10/2008	27,4	21,8	82,0	0,0	0,0
31/10/2008	33,4	18,8	66,0	0,0	5,8
1/11/2008	33,4	21,6	66,0	8,0	8,3
2/11/2008	33,4	19,4	69,0	0,0	5,3
3/11/2008	33,8	20,0	69,0	6,0	4,8
8/11/2008	31,6	19,8	72,0	3,8	3,7
9/11/2008	31,8	19,8	72,0	0,0	2,2
10/11/2008	32,0	20,0	74,0	0,0	3,6
11/11/2008	27,8	20,8	71,0	0,2	0,6
12/11/2008	30,4	16,8	84,0	20,8	5,7
4/12/2008	30,2	15,4	83,0	1,2	8,1
5/12/2008	30,4	17,8	69,0	0,0	5,8
6/12/2008	32,8	18,8	72,0	0,0	9,5
7/12/2008	29,8	20,4	70,0	0,0	1,3
8/12/2008	32,2	19,0	78,0	0,0	8,5

¹Fonte: Estação Evaporimétrica de Primeira Classe do Setor de Engenharia Rural da Escola de Agronomia (UFG); ²TEMP: Temperatura (°C); ³U. R.: Umidade Relativa (%); ⁴PRECIP.: Precipitação (mm).



Figura 26 *Phragmites australis* no dia 13 de maio de 2008, período mais frio.



Figura 27 *Phragmites australis* no dia 08 de dezembro de 2008, período mais quente.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO

Os resultados das análises laboratoriais de caracterização do esgoto bruto utilizado no experimento são apresentados na Tabela 8.

O valor médio de entrada da DBO_5 no sistema foi de $24,5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, o de OD foi de $6,2 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ e o de DQO foi de $156,8 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. O valor médio da DBO_5 e da DQO do esgoto bruto foram menores do que o esperado. O esgoto utilizado como “bruto” corresponde ao esgoto disponível no início da lagoa facultativa e almejava-se que suas características fossem semelhantes às do afluente da lagoa, ou seja, DBO_5 média de $154,0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ e DQO média de $337,6 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, segundo análises realizadas pela Saneago (Anexos A-F). Avaliando-se o funcionamento da lagoa, verificou-se que a vazão média de entrada ($1,4 \text{ L s}^{-1}$) estava muito abaixo daquela de projeto (9 L s^{-1}), consequentemente o tempo médio de detenção hidráulica encontrava-se elevado (157,4 dias), quando comparado ao tempo de detenção do projeto (17 dias), propiciando a diluição do esgoto já no início da lagoa (Anexos G-K). A literatura recomenda um período de detenção do esgoto doméstico em lagoas facultativas de 15 a 45 dias (VON SPERLING, 2002).

Tabela 8 Composição físico-química do esgoto bruto utilizado no sistema deste estudo e faixas de referência citadas na literatura para possíveis comparações.

CONSTITUINTE	CONCENTRAÇÃO NO ESGOTO		
	BRUTO	FAIXA ¹	FAIXA ²
$\text{DBO}_5 \text{ (mgO}_2 \text{ L}^{-1})$	24,5	250,0 a 400,0	100,0 a 400,0
Oxigênio Dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)	6,2	-	-
DQO ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)	156,8	450,0 a 800,0	200,0 a 800,0
Cor (uC)	1349,3	-	-
Potencial Hidrogeniônico	7,2	6,7 a 8,0	-
Nitrogênio Amoniacal (mg L^{-1})	8,5	20,0 a 35,0	10,0 a 50,0
Fosfatos (mg L^{-1})	5,7	3,0 a 9,0	3,0 a 13,0
Coliformes (NMP 100mL ⁻¹)	$2,3 \cdot 10^5$	10^6 a 10^9	10^5 a 10^8
Turbidez (UNT)	230,7	-	-
Cloretos (mg Cl L^{-1})	50,1	-	-
Dureza ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	73,0	-	-
Condutividade Elétrica (μScm^{-1})	239,6	-	-
Sólidos Totais (mg L^{-1})	370,6	700,0 a 1350,0	370,0 a 1160,0
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1})	120,0	500,0 a 900,0	250,0 a 800,0
Sólidos Totais Voláteis (mg L^{-1})	187,0	-	-
Sólidos Totais Fixos (mg L^{-1})	183,6	-	-

¹Segundo Von Sperling (2005); ²Segundo Jordão e Pessoa (2009).

De acordo com Von Sperling (2005) a relação entre a DQO/DBO varia de 1,7 a 2,4. Verifica-se que a relação média de entrada entre DQO/DBO foi de 6,4, indicando assim a presença de frações não biodegradáveis, o que pode sugerir ser em decorrência da característica do esgoto da UFG, o qual apresenta uma carga de reagentes proveniente dos laboratórios. Von Sperling (2005) destaca ainda que à medida que a fração biodegradável é reduzida observa-se um aumento na relação DQO/DBO, enquanto que a fração inerte permanece praticamente inalterada. Tal fato foi observado neste estudo, cujo resultado na relação média de saída do sistema entre estes parâmetros foi de 8,0.

O valor médio de entrada da cor aparente no sistema foi de 1.349,3 u.C. Verifica-se um elevado valor da cor uma vez que o esgoto utilizado como “bruto” fora coletado diretamente da lagoa facultativa. Em lagoas facultativas a concentração de algas verdes e cianofíceas são superiores às de bactérias, proporcionando a coloração esverdeada do esgoto (VON SPERLING, 2002). Destaca-se, assim, um aumento nos níveis de cor não somente pela presença de substâncias dissolvidas, mas também pela presença de substâncias em suspensão.

O valor médio de entrada do pH no sistema foi de 7,2. Destaca-se que este valor foi similar ao pH médio do afluente da lagoa facultativa (7,3) (Anexos A-G). O valor médio de pH do esgoto ora utilizado como “bruto” está próximo à neutralidade, o que contribui com as taxas de crescimento de microrganismos, uma vez que pH afastados de 7,0 tendem a afetar tais taxas.

O valor médio de entrada de nitrogênio amoniacal no sistema foi de 8,5 mg L⁻¹. De acordo com Jordão e Pessôa (2009) a concentração de nitrogênio amoniacal em esgotos domésticos pode variar entre 10,0 e 50,0 mg L⁻¹. No entanto verifica-se uma baixa concentração de nitrogênio amoniacal na entrada do sistema. É necessário destacar que o esgoto ora utilizado como “bruto” corresponde ao esgoto disponível na lagoa facultativa e este já estava sendo diluído logo no início da lagoa.

Sugere-se, portanto que esta baixa concentração de nitrogênio amoniacal seja decorrente do processo de remoção que ocorre neste tipo de lagoa. Picot *et al.* (1992) afirmam que a redução na concentração de nitrogênio amoniacal na superfície de lagoas de estabilização deve-se principalmente à sua assimilação na forma de íon amônio, NH₄⁺, pelo fitoplâncton, embora também possa ocorrer perda da forma não ionizada, NH₃, como resultado do aumento de pH induzido pela atividade fotossintética.

Para fosfato o valor médio de entrada foi de 5,7 mg L⁻¹. Tal valor encontra-se dentro da faixa destacada por Von Sperling (2005) e Jordão e Pessôa (2009) na caracterização do esgoto bruto para fosfatos (fósforo inorgânico).

O valor médio de entrada de coliformes termotolerantes foi de $2,2 \cdot 10^5$ NMP 100mL^{-1} . Esperava-se que este valor fosse semelhante ao do afluente da lagoa facultativa ($3,5 \cdot 10^6$ NMP 100mL^{-1}) (Anexos A-G) uma vez que o esgoto utilizado como “bruto” foi coletado bem no início desta lagoa. Segundo Von Sperling (2005) e Jordão e Pessôa (2009) o esgoto bruto contém entre 10^5 a 10^9 NMP 100mL^{-1} de coliformes fecais. Verifica-se, portanto, que o afluente da lagoa facultativa apresentou valores compatíveis àqueles caracterizados na literatura.

O valor médio de entrada de turbidez foi de 230,6 UNT. A literatura não tem estabelecido valores específicos para a caracterização do esgoto bruto no que se refere à turbidez. No entanto, verifica-se que a análise deste parâmetro é de suma importância uma vez que pode indicar a qualidade das águas residuárias em relação à matéria residual suspensa e coloidal (METCALF; EDDY, 2003). Reis *et al.* (2003) ao analisarem as características do esgoto bruto de um bairro na cidade de Alagoinhas (BA) obtiveram um valor médio (232,8 UNT) semelhante ao encontrado neste estudo para a turbidez.

Para o atributo cloretos, o valor médio de entrada foi de $50,1 \text{ mg Cl L}^{-1}$. Já para dureza o valor médio de entrada foi de $73,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. De acordo com Von Sperling (2005) o esgoto doméstico ora analisado pode ser classificado como de dureza moderada uma vez que encontra-se entre $50,0$ e $150,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

O valor médio de entrada da condutividade elétrica foi de $239,6 \mu\text{Scm}^{-1}$. Santos, Oliveira e Ide (2007) e Leopoldo, Guimarães e Piedade (2000) obtiveram valores de condutividade para o esgoto bruto de $435,0 \mu\text{Scm}^{-1}$ e $498,0 \mu\text{Scm}^{-1}$, respectivamente. Verifica-se que o valor médio encontrado neste estudo foi inferior ao obtido por estes autores, o que possivelmente pode ser decorrente da presença de sais diluídos no esgoto logo no início da lagoa facultativa, onde procedeu-se a coleta.

O valor médio de entrada de sólidos totais foi de $370,6 \text{ mg L}^{-1}$. Almejava-se que o esgoto utilizado como bruto também apresentasse características semelhantes as do afluente da lagoa para sólidos totais ($294,5 \text{ mg L}^{-1}$). Entretanto, observou-se para este parâmetro valores superiores aos esperados o que possivelmente pode ser atribuído a presença de algas e inferiores aos verificados na literatura. Para sólidos totais dissolvidos o valor médio de entrada foi de 120 mg L^{-1} . Esperava-se que estes valores fossem maiores uma vez que a literatura afirma que a concentração de sólidos totais dissolvidos no esgoto doméstico pode variar de 250 a 900 mg L^{-1} (Tabela 8). O valor médio de entrada de sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis, foi de $183,6 \text{ mg L}^{-1}$ e 187 mg L^{-1} , respectivamente. Tais valores também apresentaram-se inferiores aos destacados por Dacach (1991) e Jordão e Pessôa

(1995) o que pode ser uma característica típica deste esgoto, ou resultado da diluição ocorrida dentro da lagoa facultativa.

4.3 REMOÇÃO DOS ATRIBUTOS

Os valores médios das concentrações de saída dos atributos do esgoto para cada tratamento são apresentados na Tabela 9. As médias das eficiências percentuais de cada tratamento na remoção dos atributos do esgoto, os resultados dos testes de média, as diferenças mínimas significativas e os coeficientes de variação são apresentados na tabela 10. A discussão dos resultados é realizada em seguida, para cada um dos atributos analisados.

Tabela 9 Valores médios de saída do esgoto para cada tratamento em relação aos atributos¹ e média geral de saída. Goiânia, GO. 2008.

TRATAMENTOS	DBO ₅	OD.	DQO	COR
T1: Taboa - Taboa	5,7	2,8	59,1	343,0
T2: Caniço - Caniço	9,5	2,8	49,3	438,5
T3: Caniço - Taboa	4,3	2,6	46,4	300,1
T4: Taboa - Caniço	7,2	2,4	60,3	318,3
MÉDIA	6,7	2,7	53,8	350,0
TRATAMENTOS	pH	N. AMON.	FOSF.	COLIF.
T1: Taboa - Taboa	6,7	2,6	1,0	3,8 . 10 ⁴
T2: Caniço - Caniço	6,8	4,0	3,4	9,0 . 10 ³
T3: Caniço - Taboa	6,7	2,0	1,2	1,8 . 10 ⁴
T4: Taboa - Caniço	6,7	3,6	3,4	5,3 . 10 ⁴
MÉDIA	6,8	3,0	2,2	2,9 . 10 ⁴
TRATAMENTOS	TURB.	CLR.	DUR.	COND.
T1: Taboa - Taboa	61,9	74,5	212,7	296,7
T2: Caniço - Caniço	87,7	69,3	204,9	312,6
T3: Caniço - Taboa	64,5	86,9	171,2	300,9
T4: Taboa - Caniço	69,1	74,0	188,6	282,8
MÉDIA	70,8	76,2	194,3	298,2
TRATAMENTOS	S.T	S.T.D	S.T.V	S.T.F
T1: Taboa - Taboa	418,6	149,6	141,9	276,7
T2: Caniço - Caniço	368,8	156,4	104,3	264,5
T3: Caniço - Taboa	422,1	157,2	124,6	296,3
T4: Taboa - Caniço	364,0	141,2	126,5	237,4
MÉDIA	393,4	151,1	124,3	268,7

¹Atributos: DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mgO₂L⁻¹); OD: Oxigênio Dissolvido (mgO₂L⁻¹); DQO: Demanda Química de Oxigênio (mgO₂L⁻¹); COR: Cor Aparente (UC); pH: Potencial Hidrogeniônico; N. AMON.: Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹); FOSF.: Fosfatos (mg L⁻¹); ; COLIF.: Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL⁻¹); TURB.: Turbidez (UNT); CLR.: Cloretos (mgCl L⁻¹); DUR.: Dureza (mg CaCO₃ L⁻¹); COND.: Condutividade Elétrica (μS.cm⁻¹); ST: Sólidos Totais (mg L⁻¹); STD: Sólidos Totais Dissolvidos (mg L⁻¹); STV: Sólidos Totais Voláteis (mg L⁻¹); STF: Sólidos Totais Fixos (mg L⁻¹) .

Tabela 10 Média de eficiência percentual¹, agrupamento², D.M.S³ e C.V⁴ para os atributos⁵, verificados no tratamento de esgoto sanitário em alagados construídos, de fluxo subsuperficial vertical ascendente e descendente. Goiânia, GO. 2009.

TRATAMENTOS	DBO5	DQO	COR	N. AMON.
T1: Taboa - Taboa	76,6 a	62,3 a	74,6 a	69,2 a
T2: Caniço - Caniço	61,3 a	68,6 a	67,4 b	53,6 a
T3: Caniço - Taboa	82,6 a	70,4 a	77,7 a	76,9 a
T4: Taboa - Caniço	70,5 a	61,5 a	76,4 a	57,5 a
MÉDIA	72,7	65,7	74	64,3
D.M.S	33,7	20,3	6,2	48,2
C.V	16,4	10,9	2,9	26,5
TRATAMENTOS	FOSF.	COLIF.	TURB.	CLR.
T1: Taboa - Taboa	82,7 a	83,2 a	73,1 a	-48,6 a
T2: Caniço - Caniço	39,6 a	96,0 a	61,8 b	-38,3 a
T3: Caniço - Taboa	79,8 a	92,2 a	72,0 a b	-73,4 a
T4: Taboa - Caniço	40,6 a	76,5 a	70,0 a b	-47,7 a
MÉDIA	60,7	87,0	69,2	-52,0
D.M.S	63,6	22,5	10,7	43,6
C.V	37,1	9,2	5,5	-29,6
TRATAMENTOS	DUR.	COND.	ST	STD
T1: Taboa - Taboa	-191,3 a	-23,8 a b	-12,9 b	-24,7 a
T2: Caniço - Caniço	-180,7 a	-30,5 b	0,4 a	-30,3 a
T3: Caniço - Taboa	-134,4 a	-25,6 a b	-13,9 b	-31,0 a
T4: Taboa - Caniço	-158,3 a	-18,0 a	1,8 a	-17,6 a
MÉDIA	-166,1	-24,5	7,2	-25,9
D.M.S	92,4	10,3	12,8	15,1
C.V	-19,6	-14,8	-73,8	-20,7
TRATAMENTOS		STV	STF	
T1: Taboa - Taboa		24,1 a	-50,7 b	
T2: Caniço - Caniço		44,2 a	-44,0 a b	
T3: Caniço - Taboa		33,4 a	-61,4 b	
T4: Taboa - Caniço		32,3 a	-29,3 a	
MÉDIA		33,5	-46,3	
D.M.S		23,3	20	
C.V		24,6	-15,3	

¹ Eficiência Percentual (EP) = 100 (entrada – saída) / entrada; ² Agrupamento: Médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer a 5% de probabilidade; ³ DMS: Diferença mínima significativa; ⁴ CV: Coeficiente de Variação; ⁵ Atributos: DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; COR: Cor Aparente; N. AMON.: Nitrogênio Amoniacal; FOSF.: Fosfato; COLIF.: Coliformes Termotolerantes; TURB.: Turbidez; CLR.: Cloretos; DUR.: Dureza; COND.: Condutividade Elétrica; ST: Sólidos Totais; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos.

4.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

O valor médio geral de saída para DBO₅ foi de 6,7 mgO₂ L⁻¹ (Tabela 9). Este valor está acima do padrão estabelecido pela Resolução Conama nº 357 para lançamentos de efluentes em corpos receptores - Classe 2, cujo valor é de 5,0 mgO₂ L⁻¹ (CONAMA, 2005).

A média percentual na redução da DBO₅ foi de 72,7% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na remoção deste atributo.

A DBO₅ associada com sólidos sedimentáveis no esgoto é removida em sistemas de alagados construídos pela sedimentação. Já a DBO₅ solúvel/coloidal em solução é reduzida como resultado da atividade metabólica de microrganismos que estão suspensos na coluna d'água, presentes nos sedimentos ou colonizando as raízes ou caule das macrófitas (STOWELL *et al.*, 1981).

Brix (1987) em sistemas de alagados construídos na Dinamarca obteve para uma área de 1,9 metros quadrados por indivíduo cultivada com caniço uma remoção de 66% para DBO₅. Tal resultado é inferior ao obtido neste estudo cuja área adotada foi de 2 metros quadrados por habitante.

Solano, Soriano e Ciria (2004) acompanharam o desempenho de um alagado construído de fluxo subsuperficial plantado com taboa e caniço durante um período de dois anos, aplicando-se 75 litros diários de esgoto doméstico por metro quadrado e adotando na análise dos resultados o Teste de Tukey-Kramer. No verão do primeiro ano observaram uma remoção de 81% e 75% de DBO₅ em leitos plantados com taboa e caniço, respectivamente. No segundo ano os leitos que apresentavam caniço obtiveram remoção de 93% de DBO₅ e os leitos constituídos por taboa 92% de remoção para este atributo, não ocorrendo diferença significativa para a remoção de DBO₅ entre os tratamentos, assim como neste trabalho.

Tais autores destacam ainda que menores remoções de DBO₅ são atribuídas à baixa disponibilidade de oxigênio oferecida aos microrganismos na degradação da matéria orgânica, ou seja, na quebra dos compostos carbonáceos. Observa-se que a baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido também é observada neste estudo o que provavelmente contribuiu para menores reduções da DBO₅. Experiências brasileiras têm demonstrado eficiências satisfatórias e superiores às encontradas neste estudo na remoção da DBO₅.

Meira *et al.* (2001a) ao pesquisarem leitos de fluxo subsuperficial plantados com taboa obtiveram uma remoção para DBO₅ de 76,9% e 83,6% com um período de detenção de 5 e 10 dias. Embora os resultados apresentados pelos autores sejam semelhantes aos deste

estudo, é de se considerar que maiores eficiências poderiam ser obtidas com o aumento do tempo de detenção.

Costa *et al.* (2003) ao analisarem um sistema de fluxo subsuperficial cultivados com taboa obtiveram uma redução média de 88% em termos de DBO₅ com um tempo de detenção de 10 dias.

Destacam-se ainda trabalhos realizados em outras regiões tais como o de Brix, Arias e Johansen (2003) em um sistema de fluxo subsuperficial horizontal construído para tratar águas de uma pequena comunidade de Bjødstrup – Landborup (Dinamarca) utilizando caniço com eficiência na remoção de DBO₅ superior a 95%. Verhoeven e Meuleman (1999) obtiveram esta mesma eficiência para remoção de DBO₅ em um sistema de fluxo vertical por infiltração cultivado com caniço localizado próximo a Lawersooog (Holanda).

Brix (1987) avaliou um sistema constituído pela sequência *Typha latifolia*, *Carex acutiformis* e *Phragmites australis* e verificou a eficiência de 80% na remoção de DBO₅. Leopoldo e Conte (1996) construíram um sistema de alagado plantado com as espécies taboa, junco e lírio do brejo, nesta ordem, e obtiveram uma remoção para DBO₅ no valor de 89%.

4.3.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O valor médio geral de saída para OD foi de 2,7 mgO₂ L⁻¹ (Tabela 9). A Resolução Conama nº 357, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes não faz referência aos limites de oxigênio dissolvido em esgotos domésticos. Destaca-se, no entanto, que o limite de lançamento está relacionado com a capacidade de diluição e autodepuração dos corpos d'água.

De acordo com Armstrong e Armstrong (1988) e Brix e Schierup (1990) os caniços evidenciam capacidade para liberar oxigênio através de seus sistemas de raízes, contudo a extensão desta liberação não tem sido frequentemente quantificada. As taxas de oxigênio liberadas são altas na região subapical das raízes e decrescem em relação ao ápice da raiz. O ápice da raiz consome oxigênio dos arredores médios, provavelmente como resultado de uma alta demanda respiratória do tecido meristemático.

Dentre quatro gêneros testados por Brix e Schierup (1990), caniço foi a que apresentou a maior taxa de liberação de oxigênio enquanto taboa apresentou a menor. Meira *et al.* (2001a), Meira *et al.* (2001b) e Hussar *et al.* (2005) observaram também em seus estudos com taboa uma baixa concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes.

Entretanto, alguns estudos sugerem que a capacidade de caniços para transportar oxigênio é insignificante no contexto do tratamento de esgoto (BRIX, 1990, 1994b). Coleman *et al.* (2001) afirmam que ainda não está esclarecido se a quantidade de oxigênio transportado por diferentes espécies está diretamente ligada com a variação na habilidade do tratamento.

Neste estudo verificou-se uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido após a passagem pelo sistema de tratamento com plantas. Possivelmente, a quantidade de oxigênio liberada pela rizosfera da taboa e do caniço foi inferior à demanda deste elemento no sistema. Deve-se ressaltar que após a entrada do esgoto doméstico, vários processos começam a competir pelo oxigênio dissolvido afetando assim sua concentração.

Destaca-se que tal elemento é utilizado em alagados construídos nas seguintes situações: demanda de O_2 pelo sedimento orgânico como resultado da decomposição de detritos, respiração de pequenos animais nestes ecossistemas, demanda de O_2 por compostos de carbono dissolvidos (DBO_5) e demanda de O_2 por compostos de nitrogênio dissolvidos (NOGUEIRA, 2003). Desta maneira, pode se inferir que as bactérias consumiram o oxigênio proveniente das plantas e ainda parte do oxigênio disponível no afluente, cujo teor variou de $6,7 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ para $2,7 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$.

Sikora *et al.* (1995) corrobora este resultado ao afirmar que o oxigênio dissolvido em sistemas de alagados construídos com fluxo subsuperficial tende a ser normalmente baixo.

4.3.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O valor médio geral de saída para DQO foi de $53,8 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ (Tabela 9). A Resolução Conama nº 357, também não faz referência aos limites de demanda química de oxigênio em efluentes. A média percentual na remoção da demanda química de oxigênio foi de 65,7% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na remoção deste atributo.

Tal resultado é semelhante ao encontrado por Gervin e Brix (2001) que estudaram o lago Utterslev na área de Copenhagen, Dinamarca. Este lago é considerado eutrófico em virtude da combinação de suas águas com fluxo direto de esgotos. Visando amenizar este problema os autores construíram um alagado cultivado com caniço para tratar as águas do lago. Durante os dois anos iniciais de operação obteve-se no verão uma remoção para DQO da ordem de $63 \pm 23\%$.

Leopoldo e Conte (1996) ao estudarem um sistema de alagado plantado com taboa, junco e lírio do brejo, nesta ordem, obtiveram uma remoção para DQO no valor de 67%, o que também é similar aos resultados obtidos.

O tempo de detenção utilizado neste trabalho foi de 4,6 dias, o que proporcionou esta redução da DQO. Mazzola, Roston e Valentim (2005) ao avaliarem o desempenho de um reator anaeróbio compartimentado (RAC), seguido de três leitos cultivados (dois plantados com *Typha* sp e *Eleocharis* sp e um não plantado) verificaram eficiências na remoção da DQO de 26,0%, 29,1%, 70,5% e 73,5% para tempos de retenção de 1, 2, 3 e 4 dias, respectivamente.

Sikora *et al.* (1995) desenvolveram uma pesquisa com alagados construídos de fluxo subsuperficial em Muscle Shoals, Alabama e verificaram que o tempo de detenção requerido para se obter cerca de 90% de redução da DQO foi de 5,3 a 9 dias, considerando-se as condições climáticas daquela localidade. Possivelmente se o tempo de detenção do esgoto nos leitos cultivados deste estudo fosse maior, provavelmente haveria uma eficiência maior na remoção de DQO.

Em outros estudos têm-se obtido resultados mais eficientes na remoção da DQO, do que nesta pesquisa. Destacam-se os seguintes trabalhos no Brasil utilizando taboa: Campos *et al.* (2002) com remoções para DQO chegando a 98%; Brasil *et al.* (2005) com reduções para DQO em um sistema de fluxo subsuperficial horizontal que variaram de $87 \pm 3\%$ a $90 \pm 3\%$; Hussar (2001) e Tobias (2002) ao operarem um sistema composto de um reator anaeróbio compartimentado com pós-tratamento por dois leitos cultivados com taboa de fluxo subsuperficial, em épocas diferentes, obtiveram reduções de DQO que variaram de 0 a 75%.

Para o Estado de Goiás, com a espécie taboa, ressaltam-se os estudos de Almeida (2005) em um sistema de fluxo subsuperficial descendente, com redução da DQO na ordem de 74,0%.

Para outras regiões também tem se observado resultados satisfatórios na redução da DQO. Haberl e Langergraber (2003) analisaram um alagado construído de fluxo vertical plantado com caniço na região superior da Áustria, no período de 1992 a 1997. Em tal experimento obtiveram remoções para DQO que variaram de 86% a 95%. Verhoeven e Meuleman (1999) em um sistema de fluxo vertical por infiltração cultivado com caniço na Holanda encontraram para DQO uma eficiência de remoção de 81%.

Solano, Soriano e Ciria (2004) analisaram a eficiência de plantas na remoção de DQO durante um período de dois anos sendo que, no verão do primeiro ano, obtiveram uma remoção de 77% para caniço e de 76% para taboa e no verão do segundo ano observaram uma

remoção de 85% e 88% para as respectivas espécies vegetais, o que é superior ao encontrado neste estudo.

4.3.4 Cor Aparente

O valor médio geral de saída da cor aparente foi de 350,0 uC (Tabela 9). Destaca-se que a Resolução Conama nº 357, em suas diretrizes sobre corpos d'água refere-se apenas ao parâmetro cor verdadeira o qual não foi analisado neste estudo.

Os tratamentos Caniço-Taboa (77,7%), Taboa-Caniço (76,4%) e Taboa-Taboa (74,6%) foram os que proporcionaram uma melhor remoção da cor aparente. Já o tratamento Caniço-Caniço (67,4%) foi o que apresentou menor eficiência na remoção deste atributo (Tabela 10). O tratamento utilizando apenas taboa (74,6%) foi estatisticamente mais eficiente que aquele apresentando somente caniço (67,4%). A posição da planta na sequência das caixas não influenciou na eficiência dos tratamentos (Caniço-Taboa e Taboa-Caniço).

A redução da cor aparente do esgoto, após a passagem pelo sistema de tratamento com plantas ocorre possivelmente pela adsorção de sólidos dissolvidos (responsáveis pela cor) aos sítios das plantas e do solo, precipitação e co-precipitação com componentes insolúveis, oxidação pelos microrganismos e assimilação pelas plantas e microbiota (WATSON *et al.*, 1989; CUNHA, 2006).

Os resultados obtidos neste estudo foram superiores aos encontrados em outros trabalhos no Brasil. Cunha (2006) ao analisar um sistema de alagados construídos constituído por um canal de macrófitas aquáticas flutuantes e emergentes e células de solos filtrantes, no tratamento da água de um lago próximo ao Rio Tietê, obteve uma eficiência média de remoção para cor de 10,9 e 26,7% para os anos de 2004 e 2005, respectivamente.

Borges *et al.* (2008) construíram um sistema de áreas alagadas em escala laboratorial na intenção de reduzir nutrientes e microrganismos da água do rio Corumbataí em Rio Claro (SP). A taxa de remoção de cor aparente para leitos com plantas seguidos de solos filtrantes foi de 75,3%.

Salati Jr, Eneida Salati e Enéas Salati (1999) em uma estação composta por um sistema de solos filtrantes e canais de macrófitas no bairro de Emaús em Ubatuba (SP), observaram a remoção de 73% da cor aparente no esgoto doméstico.

Manfrinato⁵ (1989 *apud* CUNHA, 2006) afirma que altas eficiências de remoções de cor podem ser obtidas em alagados construídos, sendo que tais eficiências podem ser superiores a 80%, o que é similar ao obtido neste estudo.

4.3.5 pH

O valor médio geral de saída para pH foi de 6,8 (Tabela 9). A resolução Conama nº 357 estabelece como condições de lançamento de efluentes que o pH esteja entre 5 e 9. Verifica-se, portanto que os resultados ora obtidos adequam-se ao exigido por tal resolução e decreto.

Deve-se ressaltar que o pH influencia a maioria das reações físico-químicas que ocorrem em alagados construídos. De acordo com Kadlec e Knight⁶ (1996 *apud* NOGUEIRA, 2003) o pH apresenta certa influência na dissociação das formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases além de controlar a solubilidade de muitos gases. Os íons hidrogênio também fazem parte do conteúdo total de cátions das áreas alagadas e são ativos nos processos de trocas catiônicas com os sedimentos e solos destas áreas.

O pH representa um fator essencial no tratamento biológico de esgotos sanitários. Destaca-se que a maioria das bactérias pode tolerar pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0. Entretanto o pH ótimo para o crescimento bacteriano é entre 6,5 e 7,5, sendo esta faixa preferencial para bactérias desnitrificantes, enquanto que as nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,2 (METCALF; EDDY, 2003). O pH médio observado neste estudo esteve entre estes valores.

O pH de saída (6,8) foi menor do que o de entrada (7,2). O esgoto, após passar pelo sistema de tratamento com plantas apresentou-se mais ácido, caracterizando o processo de acidogênese que segundo Melo Jr. (2003) ocorre como consequência das substâncias orgânicas geradas dentro dos leitos através dos ciclos de crescimento, morte e decomposição das macrófitas.

Meira *et al.* (2001a) ao analisar um alagado construído de fluxo subsuperficial cultivado com taboa com um período de detenção de 5 dias, que é semelhante ao utilizado neste estudo (4,6 dias), obtiveram para o esgoto de entrada um pH de 7,7 e para o tratado um

⁵MANFRINATO, E. S. **Avaliação do método edafo-fitopedológico para tratamento preliminar de águas.** Piracicaba, SP: 1989. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 1989, 98 p.

⁶KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893 p.

pH de 7,5. Brix, Arias e Johansen (2003) em um sistema de fluxo subsuperficial horizontal construído para tratar águas de uma pequena comunidade de Bjødstrup – Landborup (Dinamarca) durante o período de 1997 a 2000, obtiveram um pH de entrada no valor de 7,8 e de saída de 7,3. Hench *et al.* (2003) ao analisar um sistema de tratamento com plantas cultivado com as espécies *Typha latifolia*, *Juncus effusus* e *Scirpus validus* observaram para o efluente de entrada um pH de 7,0 enquanto que o pH de saída foi de 6,5. Tanner, Clayton e Upsdell (1995) em um alagado construído utilizado para tratar esgoto obtiveram para o afluente um pH de 7,2, o qual também foi reduzido a valores de saída entre 6,6 e 7,0. Verifica-se, portanto, que à semelhança do observado no presente estudo, o tratamento com plantas proporciona uma redução do pH do efluente.

4.3.6 Nitrogênio Amoniacal

O valor médio geral de saída para nitrogênio amoniacal foi de 3,0 mg L⁻¹ (Tabela 9). Para o teor de nitrogênio amoniacal a legislação brasileira determina o limite de 20 mg L⁻¹ no efluente a ser lançado em corpos d'água (CONAMA, 2005). Verifica-se, portanto, que o resultado obtido adequa-se ao exigido por tal resolução. A média percentual na redução de nitrogênio amoniacal foi de 64,3% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na remoção deste atributo.

A nitrificação da amônia constitui o mecanismo predominante na remoção de nitrogênio em alagados construídos, sendo que a amônia pode ser pré-existente no esgoto ou ser formada pela amonificação do nitrogênio orgânico (BRIX, 1994a; SIKORA, *et al.*, 1995).

Observa-se que a amônia pré-existente no esgoto não pôde ser liberada via volatilização, uma vez que o pH médio esteve em torno de 6,8, próximo à neutralidade. Segundo Vymazal *et al.* (1998), Nogueira (2003), Almeida (2005) e Sezerino (2006) a volatilização da amônia é desprezível quando os valores do pH do meio estiverem abaixo de 7,5.

Vymazal *et al.* (1998) afirmam ainda que, a taxa de amonificação em alagados construídos depende da temperatura, valor de pH (entre 6,5 e 8,5), relação remanescente de C/N, nutrientes existentes no sistema e condições do solo tais como textura e estrutura. Destaca-se que a temperatura e o pH médio no sistema foram de 25,0°C e 6,8, respectivamente. Ambos foram compatíveis para a ocorrência do processo de amonificação do nitrogênio orgânico.

Outro fator que pode contribuir para a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal foi a transferência de oxigênio da atmosfera para o alagado através das raízes das plantas, sendo que este oxigênio é utilizado pelas bactérias nitrificantes para oxidar o nitrogênio amoniacal durante a nitrificação. Tanto a taboa quanto o caniço tem sido reportados na literatura como espécies eficientes na liberação de oxigênio pela rizosfera, o que pode ter contribuído neste estudo para o desempenho do processo de nitrificação (BENDIX; TORNBJERG; BRIX, 1994; VERHOEVEN; MELEUMAN, 1999; TANNER, 2001; FAULWETTER *et al.*, 2009; KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009).

A nitrificação pode ocorrer em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, no entanto as taxas de reações são consideravelmente menores do que aquelas que ocorrem em meios cuja disponibilidade de oxigênio dissolvido é superior a 2 mg L^{-1} (SIKORA *et al.*, 1995). O teor médio de oxigênio dissolvido no sistema situou-se em torno de $2,7 \text{ mg L}^{-1}$, valor satisfatório para a ocorrência do processo de nitrificação, uma vez que as bactérias nitrificantes consomem oxigênio durante o processo de oxidação do nitrogênio amoniacal.

A presença das plantas e o tipo de planta também podem contribuir para a remoção de nitrogênio amoniacal. Tal fato ocorre por meio do consumo deste elemento pela planta e sua incorporação na biomassa (GERSBERG *et al.*, 1986; BRIX, 1994a; SEZERINO, 2006; LEE; SCHOLZ, 2007; VAN DE MOORTELE *et al.*, 2009).

Steinbachová-Vojtíšková *et al.* (2006) observaram em um de seus estudos que, em contraste com outros órgãos, as raízes de taboa continham uma grande quantidade de formas inorgânicas de nitrogênio “combinadas”, o que pôde ser atribuído a uma de suas principais funções, a absorção de íons contidos no substrato. Gottschall *et al.* (2007) também verificaram que o amônio constituía a forma preferencial de nitrogênio a ser consumida pela taboa no alagado estudado.

Meira *et al.* (2001a) ao estudarem leitos de fluxo subsuperficial cultivados com taboa obtiveram uma remoção para nitrogênio amoniacal de 67,3% e 77,9% com um período de detenção de 5 e 10 dias, respectivamente. Sikora *et al.* (1995) ao estudarem um alagado de fluxo subsuperficial constituído por um controle e por dois esquemas de policulturas (P1: *Scirpus acutus*, *Phragmites communis* e *Phalaris arudinacea*; P2: *Typha* sp, *Scirpus atrovirens georgianus* e *Scirpus cyperinus*) verificaram que para se obter cerca de 90% de remoção de nitrogênio amoniacal era requerido um tempo de detenção entre 8 e 33 dias. Leopoldo e Conte (1996) construíram um sistema de alagado plantado com as espécies taboa,

junco e lírio do brejo, nesta ordem, e obtiveram uma remoção para nitrogênio amoniacal no valor de 44%, considerando um tempo de detenção de apenas 10 horas (0,41 dias).

O relatório da USEPA (1993) destaca que obteve 80% de remoção de nitrogênio amoniacal em alagados construídos cultivados com taboa na região de Bear Creek, Alabama. Tal relatório ainda salienta que sistemas sem algas com um tempo de detenção maior e com profunda penetração das raízes das plantas para o contato com o esgoto produzem melhores resultados na remoção de nitrogênio amoniacal.

Sugere-se que caso o tempo de detenção fosse superior ao utilizado seria possível obter melhores remoções, uma vez que o aumento da eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal pode ser conseguido mediante aumento do tempo de detenção (SIKORA *et al.*, 1995; SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004; ALMEIDA, 2005).

De acordo com Brix (1994a) a remoção de nitrogênio em alagados construídos de fluxo subsuperficial é geralmente cerca de 30% a 40%, no entanto pôde-se observar que para os tratamentos ora analisados a remoção de nitrogênio amoniacal, considerando o mesmo tipo de fluxo, foi superior.

Verifica-se também que o resultado obtido neste estudo foi superior ao observado pelos seguintes autores: Brix e Schierup (1990) ao analisarem um alagado construído cultivado com caniço na Dinamarca obtiveram somente 17% de remoção de nitrogênio amoniacal; Brix, Arias e Johansen (2003) em um sistema de fluxo subsuperficial cultivado com caniço para tratar águas de uma pequena comunidade na Dinamarca, obtiveram cerca de 38% de remoção de nitrogênio amoniacal; Brix (2003) ao avaliar o desempenho de um leito plantado com caniço para tratar esgoto obteve 36% de remoção deste parâmetro. Belmont *et al.* (2004) construíram um alagado em escala piloto cultivado com caniço para tratar o esgoto doméstico de uma pequena comunidade em Nativitas, México e obtiveram $54,8 \pm 7,0\%$ de remoção de nitrogênio amoniacal; Almeida (2005) em um sistema de tratamento por zona de raízes obteve uma redução de nitrogênio amoniacal na ordem de 50,1%.

Entretanto, outros autores têm constatado resultados mais satisfatórios do que o obtido neste estudo: Gervin e Brix (2001) ao analisarem um alagado plantado com caniço para tratar a água de um lago contaminado com fluxo direto de esgoto verificaram $99 \pm 1\%$ de remoção de nitrogênio amoniacal; Haberl e Langergraber (2003) analisaram um alagado construído de fluxo vertical plantado com caniço na região superior da Áustria obtiveram para nitrogênio amoniacal remoções que variaram de 81% a 98%; Akrotos e Tsihrintzis (2007) ao avaliarem um alagado construído de fluxo subsuperficial verificaram para leitos cultivados com cascalho fino e caniço 79,1% de remoção para nitrogênio amoniacal; Koottatep *et al.*

(2001) ao estudar um alagado construído de fluxo vertical cultivado com taboa obtiveram remoções para nitrogênio amoniacal que variaram de 80,0% a 92,0%.

4.3.7 Fosfatos

O valor médio geral de saída de fosfatos foi 2,2 mg L⁻¹ (Tabela 9). Destaca-se que a resolução CONAMA nº 357 não faz referência aos limites dos teores de fosfato e fósforo nos efluentes. A média percentual na remoção de fosfatos foi de 60,7% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na redução deste atributo.

Van de Moortel *et al.* (2009) afirmam que a liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção dos solos de alagados para fósforo. A adsorção e retenção de fósforo é indiretamente afetado pela temperatura e diretamente influenciado pelas características dos minerais no substrato, potenciais redox e valores de pH (VYMAZAL *et al.*, 1998; ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2007).

O pH médio geral foi de 6,8, ou seja, pH ácido próximo a neutro. Verhoeven e Meuleman (1999) afirmam que em condições aeróbias sob circunstâncias neutras a ácidas, como é observado neste estudo, Fe³⁺ presente na areia liga-se a fosfatos formando complexos estáveis. Uma vez que ocorrem condições anaeróbias como consequência das inundações no alagado o Fe³⁺ pode ser reduzido a Fe²⁺, reduzindo a adsorção e permitindo a liberação dos fosfatos (fósforo inorgânico).

Percentagens maiores de remoção de fosfato poderiam ser obtidas neste estudo se o substrato não fosse constituído por areia e brita e sim por um solo argiloso, uma vez que fosfatos podem ser removidos além do processo de adsorção com ferro através da precipitação com alumínio e cálcio (BRIX, 1994a; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2007; LU *et al.*, 2008).

Meira *et al.* (2001b) destacam que em alagados construídos com brita e areia como substrato, os únicos mecanismos para remoção de fósforo são a sedimentação e precipitação, pois esse substrato tem baixa capacidade de adsorção e o maior mecanismo fica com a absorção pela vegetação.

No relatório da USEPA (1993) há a afirmação assim como em Tchobanoglous (1991), de que a remoção de fósforo na maioria dos alagados construídos não tem sido efetiva, contudo pode-se verificar por meio deste estudo uma remoção da ordem de 60,7% de fósforo inorgânico (fosfato).

Destaca-se que o tempo de detenção, pode ter influenciado na obtenção destes resultados. A USEPA (2000) declara que os mecanismos de remoção de fósforo em alagados

construídos requerem longos tempos de detenção para produzir efluentes com baixos níveis de fósforo. Brooks *et al.* (2000) verificaram uma relação entre o tempo de detenção e a remoção de fósforo. Reduções de fósforo superiores a 80,0% foram obtidas em seu estudo considerando um período de detenção de 2 dias, enquanto que períodos menores proporcionaram apenas 39,0% de remoção de fósforo.

Assim como neste estudo, outros autores também verificaram baixas remoções de fósforo relacionadas ao curto tempo de detenção. Brasil *et al.* (2005) ao cultivar taboa para o tratamento de esgoto doméstico estabeleceram dois tempos de detenção para quatro leitos. Para três alagados estipularam um tempo de detenção de 1,9 dias resultando em $35,0 \pm 27,0\%$ de remoção de fósforo ao passo que para o outro alagado com tempo de detenção de 3,8 dias obteve cerca de $48,0 \pm 35,0\%$ de remoção.

Souza e Bernardes (1996) ao utilizarem também leitos cultivados com taboa no pós-tratamento de esgotos domésticos com um tempo de detenção de 2,7 dias verificaram para fósforo 40,0% de remoção. Meira *et al.* (2001b) analisaram o comportamento de um alagado construído vegetado com taboa de fluxo subsuperficial com 5 e 10 dias de detenção hidráulica. Obtiveram remoções para os respectivos períodos de 46,9% e 48,6% para fósforo total e de 42,3% e 50,2% para ortofosfato solúvel.

Gottschall *et al.* (2007) afirmam que dependendo da espécie usada, do tipo de tratamento, das taxas de nutrientes e do consumo de nutriente pela planta pode-se obter entre 3% e 60% de remoção de fósforo.

Os resultados obtidos neste estudo foram superiores aos encontrados pelos seguintes autores: Leopoldo e Conte (1996) ao analisarem um sistema de alagado plantado com taboa, junco e lírio do brejo, nesta ordem, encontraram para fosfato uma remoção de 49%; Brix (1987) ao estudar um sistema por zona de raízes utilizando as espécies *Typha latifolia* (taboa), *Carex acutiformis* e *Phragmites australis* (caniço) observou uma remoção de fósforo da ordem de 38%.

Contudo, outros autores têm verificado resultados mais eficientes do que o observado neste experimento para a remoção de fosfato. Almeida (2005) ao utilizar taboa no tratamento de esgoto doméstico obteve 72% de remoção de fosfato. Haberl e Langergraber (2003) ao analisarem um alagado construído de fluxo vertical cultivado com caniço obtiveram remoções para fosfato que variaram entre 49% e 72%. Akratos e Tsihrintzis (2007) ao avaliar um alagado construído de fluxo subsuperficial verificaram para leitos cultivados com cascalho fino e caniço, 88,6% de remoção para fosfato enquanto que para leitos cultivados com cascalho médio e taboa, 66,9% de remoção deste atributo. Salati Jr, Eneida Salati e Enéas

Salati (1999) verificaram 93% de remoção de fosfatos em uma estação de tratamento de esgoto com plantas em Engenho Central I, Piracicaba (SP).

Gervin e Brix (2001) construíram um alagado plantado com caniço para tratar a água de um lago contaminado com fluxo direto de esgoto. No que se refere ao fluxo de esgoto, remoções de fósforo de 98% foram obtidas no inverno e de 97% durante o verão. Brix, Arias e Johansen (2003) verificaram uma remoção de fósforo da ordem de 98% ao analisar um alagado construído semeado com caniço para tratar águas residuárias de uma pequena comunidade de Bjødstrup – Landborup (Dinamarca). Reed, Crites e Middlebrooks⁷ (1995 *apud* MEIRA *et al.*, 2001) também observaram que alagados construídos com brita e vegetados com taboa (*Typha latifolia*) podem atingir 70% de remoção de fósforo.

Além do consumo de fosfato pelas plantas verifica-se que a colheita de sua biomassa também constitui um dos mecanismos de remoção de fosfato. Durante este estudo a colheita foi realizada somente uma vez o que pode ter contribuído parcialmente na remoção de fosfato. De acordo com Verhoeven e Meuleman (1999) caso a vegetação não seja colhida a maior parte do fósforo passa a compor a serrapilheira. No outono e inverno uma grande parte dos nutrientes será progressivamente liberada através do processo de lixiviação favorecendo a mineralização da matéria orgânica.

4.3.8 Coliformes Termotolerantes

O valor médio geral de saída de coliformes termotolerantes foi de $2,9.10^4$ NMP 100mL⁻¹ (Tabela 9). Pode-se destacar que a legislação brasileira não determina limite de coliformes para os efluentes de estações de tratamento de esgoto. Entretanto, a Resolução Conama nº 357 determina que não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral, em corpos receptores de classe 2, respectivos à região de Goiás. Verifica-se, portanto, que o limite máximo de coliformes termotolerantes permitido ao efluente da estação será determinado pelas vazões do efluente, do corpo receptor e pela concentração de coliformes termotolerantes já existentes no corpo receptor (ALMEIDA, 2005; CONAMA, 2005).

⁷ REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2. ed. McGraw-Hill, 1995.

A média percentual na remoção de coliformes termotolerantes foi de 87,0% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na redução deste atributo.

Verifica-se que os microrganismos patogênicos presentes nos esgotos são eliminados pelo decaimento natural, das condições desfavoráveis a que são expostos nos leitos construídos, exposição aos raios ultravioletas, adsorção, filtração pelo meio suporte, sedimentação e predação por microrganismos. Entretanto, vale salientar que a eficiência na remoção de bactérias em alagados construídos é decorrente da população afluyente sendo que a eficiência é alta quando a população influente também é, mas apresenta eficiências negativas uma vez que a população influente é inferior que as taxas de produção de bactérias no local (MANSOR, 1998; VYMAZAL *et al.*, 1998; CUNHA, 2006).

Destaca-se que, as plantas representam uma função ativa na remoção de microrganismos patogênicos, quando comparados a sistemas não plantados. Os biofilmes presentes nas raízes proporcionam melhores substratos do que a superfície dos cascalhos para a atividade microbiana, uma vez que as plantas liberam substâncias que aumentam o desenvolvimento de bactérias especializadas na rizosfera. Há evidências ainda de algumas plantas que liberam também metabólitos finais com propriedades antibióticas. Verifica-se assim uma alta taxa de remoção bacteriana em alagados construídos (ARIAS; BRIX, 2003; KARATHANASIS; POTTER; COYNE, 2003; BÉCARES, 2006; GARCÍA *et al.*, 2008; PREETHA; KUMAR, 2008).

Sugere-se, portanto que se o tempo de residência fosse maior consequentemente haveria melhores resultados de remoções. Mansor (1998) corrobora esta suposição afirmando que as tecnologias de tratamento naturais reduzem mais efetivamente as populações de patogênicos quando operadas em tempo de residência maiores e de modo mais intensivo em termos de área.

Meira *et al.* (2001b) ao analisarem um alagado de fluxo subsuperficial cultivado com taboa obtiveram 97% de remoção de coliformes termotolerantes adotando-se um tempo de detenção de 5 dias e 99,1% de remoção para 10 dias de detenção do esgoto.

Kadlec e Knight⁸ (1996 *apud* BELMONT *et al.*, 2004) afirmam que as eficiências de remoções de coliformes fecais em tratamentos por alagados construídos são usualmente superiores a 90%. O obtido neste trabalho foi inferior a tal remoção, verificando-se uma redução média de 87%.

⁸KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893 p.

Arias *et al.* (2003) ao construírem um alagado de fluxo vertical cultivado com caniço nas regiões circunvizinhas a Århus (Dinamarca), observaram uma remoção para Coliformes totais, Coliformes fecais e *Streptococcus* fecais que variou de 99,5% a 99,9%, sugerindo uma boa capacidade do sistema na remoção de bactérias patogênicas. Verhoeven e Meuleman (1999) destacaram a eficiência de um sistema de alagado construído próximo a Lawerssoog (Holanda) o qual também foi cultivado com caniço e apresentou remoções superiores a 99,9% de *E. coli*.

Solano, Soriano e Ciria (2004) ao analisar o desempenho de um alagado construído de fluxo subsuperficial obtiveram no primeiro ano durante o verão, 98% de remoção de coliformes termotolerantes para os tratamentos com taboa e 91% para caniço. Enquanto que para o verão do segundo ano, aplicando-se a mesma taxa, as remoções foram de 93% para ambas as espécies. Keffala e Grabi (2005) analisaram um alagado constituído por uma combinação de dois sistemas (o primeiro de fluxo vertical cultivado com caniço e o segundo de fluxo subsuperficial horizontal cultivado com taboa), obtendo uma taxa de remoção de cerca de 90% para cada leito. Hench *et al.* (2003) observaram em um alagado para tratamento de esgoto composto por uma sequência das espécies *Typha*, *Scirpus* e *Juncus* uma taxa de redução superior a 99%.

Diversos experimentos também têm relatado eficiências satisfatórias especificamente para tratamentos com taboa. Destacam-se: Ceballos *et al.* (2000) em que as remoções de coliformes termotolerantes variaram de 97,1% a 99,9%; Costa *et al.* (2003) obtiveram reduções de 99,96% e Borges *et al.* (2002) que verificaram 95% de redução de coliformes termotolerantes.

4.3.9 Turbidez

O valor médio geral de saída de turbidez foi de 70,8 UNT (Tabela 9). A resolução Conama nº 357 não determina padrões de lançamento de turbidez em efluentes, entretanto afirma que todo efluente a ser lançado em corpos d'água de classe 2, não poderá elevar a turbidez destes corpos receptores a valores superiores a 100 UNT. Verifica-se, assim, que o sistema de tratamento por plantas em relação aos valores obtidos de turbidez adequou-se ao exigido por tal resolução brasileira.

Taboa-Taboa (73,1%) foi o tratamento mais eficiente na remoção da turbidez, todavia não diferindo de Caniço-Taboa (72,0%) e de Taboa-Caniço (70,0%). O tratamento Caniço-Caniço foi o menos eficiente, por sua vez não diferindo de Caniço-Taboa e de Taboa-

Caníço (Tabela 10). O tratamento utilizando apenas taboa foi estatisticamente mais eficiente que aquele somente com caníço. A posição da planta na sequência das caixas não influenciou na eficiência dos tratamentos.

A remoção da turbidez em alagados construídos de acordo com Watson *et al.* (1989) e Cunha (2006) ocorre por meio de processos de filtração, sedimentação, assimilação pelas plantas e metabolismo microbiano da matéria residual suspensa e coloidal.

O tratamento com taboa foi mais eficiente e pode ser corroborado pelos resultados obtidos por Brasil *et al.* (2005) ao analisar um alagado construído de fluxo subsuperficial cultivado com esta mesma espécie. Tais autores verificaram uma remoção da turbidez de $80 \pm 10\%$ considerando um tempo de detenção hidráulica de 1,9 dias. Para um período de 3,8 dias de detenção do esgoto obtiveram uma remoção de $86 \pm 10\%$ para este atributo.

Borges *et al.* (2008) ao analisar um sistema de áreas alagadas, com a macrófita *Eichhornia crassipes*, em escala laboratorial, na intenção de reduzir nutrientes e microrganismos da água do rio Corumbataí em Rio Claro (SP) obtiveram uma taxa de remoção para turbidez de 96,8% para um período de detenção do esgoto de 20 dias.

Outros estudos têm demonstrado resultados superiores aos observados neste trabalho para a remoção da turbidez. Santos, Oliveira e Ide (2007) construíram um alagado de fluxo subsuperficial como pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbio e verificaram para turbidez uma remoção de 93,6%. Salati Jr, Eneida Salati e Enéas Salati (1999) em uma estação composta por um sistema de solos filtrantes e canais de macrófitas no bairro de Emaús em Ubatuba (SP), observaram uma remoção de 95% da turbidez no esgoto doméstico.

4.3.10 Cloretos e Dureza

Os valores médios gerais de saída de cloretos e dureza foram de $76,2 \text{ mg Cl L}^{-1}$ e de $194,3 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 9). A resolução Conama nº 357 não faz referência aos limites de cloretos e dureza em efluentes.

A média percentual no acréscimo de cloretos e dureza foi de 52,0% e 166,1%, respectivamente (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na redução destes atributos.

Todos os tratamentos apresentaram eficiências negativas, ocorrendo assim um aumento nos níveis de cloretos e dureza no esgoto após a passagem pelo sistema de tratamento com plantas (Tabela 10). Supõe-se que o ânion Cl^- e os cátions Ca^{2+} e Mg^{2+}

responsáveis pelas elevações nos níveis de cloretos e dureza, respectivamente, no esgoto tratado são possivelmente decorrentes da morte e decomposição de plantas.

Salienta-se que as coletas físico-químicas somente foram iniciadas após um ano e três meses do plantio das mudas de taboa e caniço, o que possivelmente pode ter proporcionado o acúmulo destes elementos no substrato. As chuvas que ocorreram nos meses de outubro, novembro e dezembro (Tabela 7) especificamente em datas próximas aos dias das coletas podem ter proporcionado a lavagem do solo e o carreamento dos ânions e cátions desencadeando um aumento desses elementos.

Descarta-se a hipótese de que tais constituintes foram obtidos naturalmente por meio da dissolução de minerais do substrato, pois tanto a brita quanto a areia são inertes e inviáveis a tal liberação.

Kadlec⁹ *et al.* (2000 *apud* CUNHA, 2006) em um sistema de alagados construídos para tratar águas de escoamento urbano também observaram um acréscimo de cloretos de 189%.

4.3.11 Condutividade Elétrica

O valor médio geral de saída da condutividade foi de $298,2 \mu\text{Scm}^{-1}$ (Tabela 9). Assim como para cloretos e dureza a resolução Conama nº 357 e o Decreto Goiano nº 1.745 de 1979, não fazem referência aos limites de condutividade em efluentes.

Todos os tratamentos apresentaram eficiência negativa na remoção da condutividade (Tabela 10). Taboa-Caniço foi o que proporcionou menor incremento (18,0%), todavia não diferindo de Taboa-Taboa (23,8%) e de Caniço-Taboa (25,6%). O tratamento Caniço-Caniço foi o que favoreceu o maior incremento (30,5%), por sua vez não diferindo de Taboa-Taboa e Caniço-Taboa.

Os aumentos nos níveis de condutividade estão diretamente relacionados ao incremento dos níveis de cloretos e dureza. A condutividade elétrica também pode ter obtido um aumento em seus valores como resultado da mineralização da matéria orgânica por microrganismos. A mineralização da matéria orgânica libera continuamente certa concentração de compostos minerais simples que permanece disponível no substrato para que

⁹KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, L. **Constructed wetlands for pollution control: process, performance, design and operation – Scientific and technical report**. London: IWA Publishing, n. 8, 2000. 156 p.

possa ser assimilável pelas plantas (LEOPOLDO; GUIMARÃES; PIEDADE, 2000; TAVARES; COSTA, 2007).

Verifica-se que a capacidade de uma solução em conduzir corrente elétrica é, portanto, resultado da concentração de íons presentes, sendo que em soluções de maior concentração iônica obtêm-se uma condutividade elétrica maior (ESTEVES, 1998).

Tal resultado em relação à condutividade elétrica pode ser corroborado por Costa *et al.* (2003) que ao analisar o esgoto após a passagem por um alagado construído cultivado com taboa verificou um aumento médio de 90,1% nos níveis deste atributo. Leopoldo, Guimarães e Piedade (2000) também observaram um aumento nos valores de condutividade elétrica.

Entretanto, outros estudos têm demonstrado eficiências positivas na remoção da condutividade. Borges *et al.* (2008) ao analisar um sistema de áreas alagadas, com a macrófita *Eichhornia crassipes*, utilizando água do rio Corumbataí, em Rio Claro (SP) obtiveram uma taxa de remoção da condutividade de 18,7%. Santos, Oliveira e Ide (2007) em um alagado de fluxo subsuperficial como pós-tratamento de efluente constataram uma redução de 15,6% de condutividade para leitos plantados.

4.3.12 Sólidos Totais

O valor médio geral de saída de sólidos totais foi de 393,4 mg L⁻¹ (Tabela 9). A resolução Conama nº 357 não determina padrões de sólidos totais em efluentes.

Os tratamentos Caniço-Caniço (0,4%) e Taboa-Caniço (1,8%) foram os melhores tratamentos na remoção de sólidos totais. Os menos eficientes foram Taboa-Taboa e Caniço-Taboa (Tabela 10), que proporcionaram elevação no teor de sólidos totais do esgoto tratado. Verifica-se, que nos tratamentos com taboa na segunda caixa houve eficiência negativa na remoção de sólidos totais, uma vez que a raiz desta espécie vegetal não favoreceu uma maior retenção dos sólidos como ocorre na raiz do caniço que é bastante fasciculada.

A remoção de sólidos totais ocorre, portanto, por meio da sedimentação, filtração pelas raízes das macrófitas, assimilação pelas plantas e pela microbiota, adsorção ao solo, precipitação e co-precipitação com componentes insolúveis e oxidação pelos microrganismos (WATSON *et al.*, 1989; CUNHA, 2006).

Almeida (2005) em um sistema de tratamento com zona de raízes também observou um incremento de 14,9%, para sólidos totais em leitos cultivados com taboa.

Os tratamentos Caniço-Caniço e Taboa-Caniço foram mais eficientes na remoção de sólidos totais, entretanto verifica-se que tais remoções foram baixas quando comparadas a outros estudos. Koottatep *et al.* (2001) ao estudar um alagado construído de fluxo vertical cultivado com taboa, ou seja, mesma espécie utilizada neste estudo, obtiveram remoções para sólidos totais que variaram de 76% a 88%.

Santos, Oliveira e Ide (2007) ao analisar um alagado construído cultivado com as espécies *Cyperus isocladius*, *Hedychium coronarium* e *Heliconia psittacorum* como pós-tratamento de efluente de um reator anaeróbio, obtiveram para sólidos totais uma remoção de 22,7%, enquanto que para leitos não plantados a remoção foi de apenas 13,0%.

Sezerino e Philippi (2000) construíram um alagado de fluxo subsuperficial cultivado com capim-roxo em uma propriedade rural de uma instituição de ensino em Florianópolis para tratar o esgoto doméstico. Para o atributo sólidos totais tais autores verificaram uma remoção na ordem de 71%.

4.3.13 Sólidos Totais Dissolvidos

O valor médio geral de saída de sólidos totais dissolvidos foi de 151,1 mg L⁻¹. (Tabela 9). Verifica-se no esgoto um aumento nos níveis de sólidos totais dissolvidos mesmo ao passar pelo tratamento com plantas. A resolução Conama nº 357 não determina padrões de sólidos totais dissolvidos em efluentes, no entanto declara que todo o efluente a ser lançado em corpos d'água de classe 2 deve atender as condições e padrões da classe 1, não elevando a quantidade de sólidos totais dissolvidos nestes corpos receptores, cujo valor máximo é de 500 mg L⁻¹.

A média percentual de incremento de sólidos totais dissolvidos foi de 25,9% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos no acréscimo deste atributo (Tabela 10).

O aumento de sólidos totais dissolvidos pode possivelmente ter ocorrido em decorrência da liberação de ácidos exsudatos pelas raízes de plantas ou liberação de íons por microrganismos na decomposição de raízes mortas. Outra hipótese seria o aumento da transpiração da planta reduzindo o volume do efluente tornando-o mais concentrado (COLEMAN *et al.*, 2001).

Almeida (2005) ao analisar uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes de fluxo subsuperficial observou um aumento no nível de sólidos totais dissolvidos obtendo eficiência negativa para leitos plantados com capim angola (-10,7%), conta de

lágrima (-6,6%) e taboa (-19,1%). Santos, Oliveira e Ide (2007) também obtiveram eficiência negativa (-20,3%) para sólidos totais dissolvidos em um banhado construído. Coleman *et al.* (2001) ao estudar um alagado construído para tratamento de águas residuárias cultivado com *Juncus effusus*, *Scirpus validus* e *Typha latifolia* também observaram um aumento nos níveis de sólidos totais dissolvidos.

4.3.14 Sólidos Totais Voláteis

O valor médio geral de saída para sólidos totais voláteis foi de 154,3 mg L⁻¹ (Tabela 9). A resolução Conama nº 357 não faz referência ao limite de sólidos totais voláteis em efluentes.

A média percentual de remoção de sólidos totais voláteis foi de 33,5% (Tabela 10). Não houve diferença significativa dos tratamentos na remoção deste atributo (Tabela 10).

Resultado similar ao obtido neste estudo foi verificado por Almeida (2005) ao analisar um sistema de tratamento de esgoto por zona de raízes com as espécies capim angola, conta de lágrima, lírio do brejo e taboa. Tal autor obteve para sólidos totais voláteis uma remoção total na ordem de 32,1%.

Verifica-se que a literatura apresenta estudos mais relacionados à eficiência na remoção de sólidos totais suspensos do que de sólidos totais e voláteis.

4.3.15 Sólidos Totais Fixos

O valor médio geral de saída para sólidos totais fixos foi de 268,7 mg L⁻¹ (Tabela 9). A resolução Conama nº 357 assim como para sólidos totais e sólidos totais voláteis, não faz referência ao limite de sólidos totais fixos em efluentes.

O tratamento Taboa-Caniço foi o que proporcionou menor incremento (29,3%), todavia não diferindo de Caniço-Caniço (44,0% de incremento). Taboa-Taboa (50,7%) e Caniço-Taboa (61,4%) foram os que favoreceram maiores incrementos, por sua vez não diferindo de Caniço-Caniço (Tabela 10).

Supõe-se que os elevados valores de sólidos totais fixos após a passagem pelo sistema de tratamento de esgoto com plantas é decorrente da contribuição da areia utilizada como substrato. Possivelmente o esgoto ao passar pelo substrato com areia arrastou pequenas frações deste elemento que se acumularam no fundo dos módulos de tratamento. A abertura do registro durante as coletas das amostras para análises físico-químicas pode ter ocasionado

uma turbulência interna no tubo de drenagem e conseqüentemente a saída deste sedimento junto ao líquido coletado. O sistema radicular do caniço foi mais eficiente na retenção dos sólidos totais fixos, embora não tenha ocorrido diferença significativa entre Taboa-Taboa, Caniço-Caniço e Caniço-Taboa.

Tal deficiência também foi observada por Almeida (2005) o qual obteve um incremento maior de sólidos totais fixos (36,2%) e sugeriu que outro material de granulometria maior fosse utilizado como substrato para evitar esse inconveniente.

4.4 DESENVOLVIMENTO DO EXPERIMENTO

No decorrer do desenvolvimento do experimento ocorreram algumas dificuldades que devem ser ressaltadas. Sabe-se que o sistema de tratamento por plantas não apresenta como função apenas a obtenção de um melhor efluente, mas também é habitat de diversos animais. Durante o período de coletas foram observadas entre as plantas a presença de animais peçonhentos, assim como anfíbios, formigas e marimbondos.

Plantas invasoras (Figura 28) foram verificadas entre as macrófitas da estação sendo necessário realizar constantemente a retirada de tais plantas.

Durante a execução do experimento também ocorreu o entupimento da tubulação de drenagem do módulo final de número doze. Tal entupimento pode ter sido proporcionado por cupins sendo que foi verificada a presença de terra dentro da tubulação.



Figura 28 Módulo final cultivado com taboa com a presença de espécies vegetais invasoras.

5 CONCLUSÕES

1. Não houve diferença significativa entre as eficiências dos tratamentos na remoção dos atributos: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) (72,7%), Demanda Química de Oxigênio (DQO) (65,7%), Nitrogênio Amoniacal (64,3%), Fosfatos (60,7%), Coliformes Termotolerantes (87,0%), Cloretos (-52,9%), Dureza (-166,1%), Sólidos Totais Dissolvidos (-25,9%) e Sólidos Totais Voláteis (33,5%).

2. A taboa foi mais eficiente na remoção da cor aparente e da turbidez. Já o caniço apresentou uma eficiência maior na remoção de sólidos totais por possuir uma raiz fasciculada que proporcionou uma maior retenção de sólidos.

3. A posição da planta na sequência de módulos não influenciou na remoção da cor aparente e da turbidez. O caniço no módulo final influenciou positivamente os atributos sólidos totais e sólidos totais fixos

4. A remoção de cor aparente pelo sistema de tratamento com plantas foi superior ao verificado na literatura. Os resultados do efluente para o atributo pH são similares ao observado na maioria dos estudos envolvendo tratamento com macrófitas.

5. Cloretos, dureza, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e sólidos totais fixos apresentaram eficiências negativas após a passagem pelo sistema de alagados construídos.

6. A quantidade de oxigênio liberada pelas macrófitas foi inferior à demanda no sistema.

7. A eficiência percentual média na remoção de nitrogênio amoniacal (64,3%) foi superior à média (30 a 40%) indicada na literatura, porém existem estudos que têm obtido resultados ainda melhores do que o verificado neste estudo.

8. Os valores médios de saída dos atributos pH, Nitrogênio Amoniacal, Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos adequaram-se ao exigido pela Resolução Conama nº 357 de 17 de Março de 2005.

9. A taboa apresentou-se esteticamente melhor do que o caniço durante os meses de maio, junho e agosto.

6 RECOMENDAÇÕES

Visando obter melhores resultados em estudos de estações de tratamento de esgotos por plantas e, conseqüentemente, uma melhoria no efluente, sugerem-se:

1. Construir um sistema com e outro sem plantas e comparar o desempenho.
2. Proceder a poda (colheita) das espécies vegetais para que ocorra um melhor desenvolvimento do sistema assim como a remoção de alguns nutrientes (fosfatos, nitrogênio amoniacal) presentes na biomassa das plantas, que podem retornar aos leitos através do processo de decomposição.
3. Realizar estudos de hidrodinâmica nos alagados construídos para determinação do tempo de detenção real e assim, planejamento do tempo de coleta.
4. Adotar na saída do sistema estratégias, como quedas em cascatas, proporcionando uma melhoria nos baixos níveis de oxigênio dissolvido.
5. Verificar o efeito da carga orgânica e taxa de aplicação sobre a remoção.
6. Adotar um tempo de detenção maior (de 5 a 10 dias) do esgoto nos módulos visando obter resultados superiores na remoção dos atributos ou construir alagados em série.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verifica-se que a tecnologia de tratamento de esgoto por plantas é eficiente, uma vez que as espécies *Typha angustifolia* (taboa) e *Phragmites australis* (caniço) no sistema de fluxo subsuperficial vertical ora adotado, proporcionaram resultados com remoções superiores a 60% para os atributos demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), cor aparente, nitrogênio amoniacal, fosfatos, coliformes termotolerantes e turbidez.

Os parâmetros cor aparente e nitrogênio amoniacal demonstraram eficiências maiores de remoção do que as médias verificadas na literatura. Entretanto, novas pesquisas devem ser desenvolvidas com a finalidade de aprimorar esta tecnologia e obter eficiências superiores avaliando-se a profundidade e tipo de substrato, o tempo de detenção e as espécies vegetais, assim como o reuso do efluente.

O estado de Goiás apresenta atualmente doze estações de tratamento de esgoto, porém em decorrência da demanda no setor de saneamento novas estações podem ser implantadas visando uma melhoria da qualidade da água no estado. O meio ambiente é um recurso de todos e também compete a todos o dever de utilizá-lo sustentavelmente.

REFERÊNCIAS

AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 29, p. 173-191, 2007.

ALMEIDA, R. A. **Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes**. Goiânia, GO: Universidade Federal de Goiás, 2005. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Goiás - UFG, 2005. 108 p.

ALMEIDA, R. A.; ALMEIDA, N. A. M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. **Revista Eletrônica de Enfermagem**, v. 07, n. 03, p. 308-318, 2005. Disponível em: http://www.fen.ufg.br/Revista/revista7_3/original_08.htm. Acesso em: 20 ago. 2007.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, n.1, p. 1-9, mar. 2007. Disponível em: <http://www.agro.ufg.br/pat>. Acesso em: 11 fev. 2008.

ALVES, A.C. **Saneamento Básico: concessões, permissões e convênios públicos**. Bauru, SP: EDIPRO, 1998. 320 p.

ALZUGARAY, D.; ALZUGARAY, C. **Enciclopédia de plantas brasileiras**. São Paulo: Editora Três, v. 2, 1988. p. 403-404.

AMÊNDOLA, M.; SOUZA, A. L.; ROSTON, D. M. Numerical simulation of fecal coliform reduction at a constructed wetland. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 07, n. 3, p. 533-538, 2003.

ARAUJO, R. O esgoto sanitário. In: NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo, SP: E. Blücher, 2003. p. 16-36.

ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.

ARIAS, C. A; BRIX, H. Humedales artificiales para el tratamiento de águas residuales. **Revista Ciência e Ingeniería Neogranadina**, v.13, p. 17-24, 2003.

ARIAS, C. A.; CABELLO, A.; BRIX, H.; JOHANSEN, N-H. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 05, p. 35-41, 2003.

ARMSTRONG, W. Aeration in higher plants. In: WOOLHOUSE, H. W. (Ed.) **Advances in Botanical Research**. Leeds, England: Academic Press, v. 07, 1979. p. 225-332.

ARMSTRONG, J.; ARMSTRONG, W. *Phragmites australis* – A preliminary study of soil-oxidizing sites and internal gas transport pathways. **New Phytol.**, v. 108, p. 373-382, 1988.

ARMSTRONG, W.; COUSINS, D.; ARMSTRONG, J.; TURNER, D. W.; BECKETT, P. M. Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rizosphere: a microelectrode and modeling study with *Phragmites australis*. **Annals of Botany Company**, v. 86, p. 687-703, 2000.

AWWA; APHA; WPCI. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington D.C, 1998.

BÉCARES, E. Limnology of natural systems for wastewater treatment. Ten years of experiences at the Experimental Field for Low-Cost Sanitation in Mansilla de las Mulas (León, Spain). **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p. 143-154, 2006.

BECCATO, M. A. B. **Elaboração participativa de uma proposta de reestruturação do sistema de tratamento de esgoto da comunidade do Maruja – Parque estadual da Ilha do Cardoso / SP**. São Carlos, SP: 2004. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo – USP, 2004. 292 p.

BELMONT, M. A.; CANTELLANO, E.; THOMPSON, S.; WILLIAMSON, M.; SÁNCHEZ, A.; METCALFE, C. D. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 299-311, 2004.

BENDIX, M.; TORNBJERG, T.; BRIX, H. Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 1. Humidity-induced pressurization and convective throughflow. **Aquatic Botany**, n. 49, p. 75-89, 1994.

BORGES, A. K .P.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. F. Tratamento de efluentes contaminados com microrganismos por *wetland* construído. X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Braga. **Anais...** Braga: APESB, 2002. T2-2.2_266, CD-ROM.

BORGES, K.P.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D.F. Performance of the constructed wetland system for the treatment of water from the corumbataí river. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 6, p. 01-09, 2008.

BRASIL. Lei nº. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em:

<<http://www.agenciaambiental.gov.br/legislacao>>. Acesso em: 16 fev. 2008

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 3. ed. Brasília, DF, 2004. 407p.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, DF, 5 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: 16 fev. 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 09, p. 133-137, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypa* sp) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 03, p. 266-272, 2007.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rizosphere of wetland plants – the root-zone method. **Wat. Sci. Tech.**, v. 19, p. 107-118, 1987.

BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Wat. Res.**, v. 24, n. 02, p. 259-266, 1990.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton: CRC Press, 1993. p. 9-23.

BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. **Wat. Sci. Tech.**, v. 30, n. 8, p. 209-223, 1994a.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Wat. Sci. Tech.**, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994b.

BRIX, H. Reed die-back. **Annual Report of the University of Aarhus**, p. 16, 1994c.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H. Genetic diversity, ecophysiology and growth dynamics of reed (*Phragmites australis*). **Aquatic Botany**, v. 64, p. 179-184, 1999.

BRIX, H. Danish experiences with wastewater treatment in constructed wetlands. In: 1st INTERNATIONAL SEMINAR ON THE USE OF AQUATIC MACROPHYTES FOR WASTEWATER TREATMENT IN CONSTRUCTED WETLANDS, 2003, Lisboa. **Anais...**Lisboa, 2003. 37 p.

BRIX, H.; SCHIERUP, H-H. Soil oxigenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport. In: COOPER, P. F.; FINDLATER, B. C. (Ed.) **Constructed wetlands in water pollution control**. London: Pergamon Press, 1990. p. 53-66.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; JOHANSEN, N-H. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: VYMAZAL, J. (Ed.) **Wetlands – nutrients, metals and mass cycling**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2003. p. 237-258.

BROOKS, A. S.; ROZENWALD, M. N.; GEOHRING, L. D.; LION, L. W.; STEENHUIS, T. S. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 121-132, 2000.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A; MANNARINO, C. F; SILVA, H. R.; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetland. VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória. **Anais...** Vitória: ABES, 2002. III-019, CD-ROM.

CARVALHO, F. T.; VELINI, E. D.; MARTINS, D. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Bariri, no rio Tietê. **Planta Daninha**, v. 23, n. 02, p. 371-374, 2005.

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. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, AIDIS, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. I032, CD-ROM.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetland. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 128, p. 283-295, 2001.

COLLAÇO, A. B.; ROSTON, D. M. O uso de pneus picados como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Ambiental**, v.3, n. 1, p. 21-31, 2006.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20, de 18 de julho de 1986. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 jul. 1986.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano 142, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de *Wetlands* construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 1, p. 1-22, 2003.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. São Carlos, SP: 2006. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo – USP, 2006. 157 p.

DACACH, N. G. **Tratamento primário de esgoto**. Rio de Janeiro: EDC, 1991.106 p.

DE VOS, J. Potential of bamboo in phytoremediation: the portuguese technology. In: VII WORLD BAMBOO CONGRESS, 2004, New Delhi, Índia. **Anais...**New Delhi, Índia: 2004, p. 01-02. Disponível em: http://www.emissionizero.net/Joris_de_Vos_1.html. Acesso em: 15 jul. 2008.

DIAS, V. N.; INÁCIO, M. M.; PACHECO, P. M.; LOPES, J. C.; CORREIA, P. F.; SOUTINHO, E. A. FITO-ETAR'S: Pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. **Águas e Resíduos**, v. 1, n. 12, p. 01-20, 1999.

DIAS, V.; PACHECO, P. M.; SOUTINHO, E. A. FITO-ETAR'S: Mecanismos de depuração e papel das plantas. In: 5º CONGRESSO DA ÁGUA: A ÁGUA E O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, DESAFIOS PARA O NOVO SÉCULO, 2000, Lisboa. **Resumos...** Lisboa: APRH, 2000. p. 01-14. Disponível em: <http://www.aprh.pt/congressoagua2000/comunic/108.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2008.

ENGLONER, A. I. Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. **Flora**, p. 1-16, 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998. 602 p.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, p. 1-18, 2009.

FEIJÓ, J.; PINHEIRO, A.; SIMIONATTO, E. L. Remoção de matéria orgânica através do tratamento de esgotos sanitários em um sistema de Wetlands construídos. In: XXII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. II258, CD-ROM.

FERNANDES, C. **Esgotos Sanitários**. João Pessoa: UFPB/ Editora Universitária, 1997. 434p.

FERNÁNDEZ, J. La fitodepuración mediante humedales artificiales. **Madri + d**, mar. 2006. Notícias. Disponível em: <http://www.madrimasd.org/informacionidi/noticias/noticia.asp?id=25006>>. Acesso em: 10 dez. 2008.

GARCÍA, M.; SOTO, F.; GONZÁLEZ, J. M.; BÉCARES, E. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. **Ecological Engineering**, v. 32, p. 238-243, 2008.

GERVIN, L.; BRIX, H. Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a vertical-flow constructed wetland system. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 171-176, 2001.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN, C. R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. **Water Research**, v. 20, n. 03, p. 363-368, 1986.

GIOVANNINI, S. G. T.; MARQUES, D. M. L. M. Conditioning factors for establishment of *Zizaniopsis bonariensis* in constructed wetlands. In: 6° INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Anais...** Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p. 559-568.

GOIÁS. Decreto nº 1.745, de 06 de dezembro de 1979. Aprova o regulamento da lei nº 8.544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Goiânia, GO, 06 dez, 1979. Disponível em:
<<http://www.agenciaambiental.go.gov.br/legislacao>>. Acesso em: 16 fev. 2008.

GOIÁS. Lei nº. 13.123 de 16 de julho de 1997, do Estado de Goiás. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos, bem como ao sistema de gerenciamento de Recursos Hídricos. Goiânia, GO, 16 jul, 1997. Disponível em:
<<http://www.agenciaambiental.go.gov.br/legislacao>>. Acesso em: 16 fev. 2008.

GOIÁS. Resolução nº 09 de 04 de maio de 2005. Estabelece o regulamento do sistema de outorga das águas de domínio do Estado de Goiás e dá outras providências. Goiânia, GO, 04 maio, 2005. Disponível em:
<http://www.mp.go.gov.br/porta/web/hp/9/docs/resolucao_no_09cerh_regulamento_de_outorga_04-05-_05.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2008.

GOPAL, B. Natural and constructed Wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 03, p. 27-35, 1999.

GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v. 29, p. 154-163, 2007.

GUIMARÃES, A. B.; LEOPOLDO, P. R.; BREDAS, C. C. Extração de nutrientes através de plantas aquáticas em sistemas de *Wetlands*. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, AIDIS, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. I046, CD-ROM.

HABERL, R.; LANGERGRABER, G. Secondary treatment with vertical flow systems. In: HABERL, R.; GREGO, S.; LANGERGRABER, G.; KADLEC, R. H.; CICALINI, A.-R.; DIAS, S. M.; NOVAIS, J. M.; AUBERT, S.; GERTH, A.; THOMAS, H.; HEBNER, A. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. **J Soils & Sediments**, v. 3, n. 2, p. 114, 2003.

HENCH, K. R.; BISSONNETTE, G. K.; SEXSTONE, A. J.; COLEMAN, J. G.; GARBUTT, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. **Water Research**, v. 37, p. 921-927, 2003.

HOLOPAINEM, J. **Plants 1: *Phragmites australis*.jpg**. 2005. Altura: 1000 pixels. Largura: 664 pixels. 281150 bytes. Formato JPEG. Disponível em: <http://www.pbase.com/image/49410328>. Acesso em: 24 nov. 2008.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Campinas, SP: 2001. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 2001. 118 p.

HUSSAR, G. J.; CONCEIÇÃO, C. H. Z.; PARADELA, A. L.; BARIN, D. J.; JONAS, T. C.; SERRA, W.; GOMES, J. P. R. Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. **Engenharia Ambiental**, v. 1, n. 1, p. 25-34, 2004.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; JONAS, T. C.; GOMES, J. P. R. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: Análise da qualidade física e química. **Engenharia Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 46-59, 2005.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro, 2002. 397 p.

JOLY, A. B. **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal**. 5. ed. Companhia Editora Nacional, 1979. 777 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 681 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 940 p.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIK, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 238-247, 2009.

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.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. **Desalination**, Santa Marguerita, v. 185, p. 383-389, 2005.

KICKUTH, R. Processo de tratamento rizosférico segundo o professor Kickuth. In: 4º CONGRESSO DA ÁGUA - RELATOS E RESUMOS - 1998, Lisboa. **Resumos...** Lisboa: 1998. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/122.pdf>>. Acesso em: 29 jan. 2008.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K.; HEINSS, U.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 2-3, p. 181-188, 2001.

LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem do desempenho de “Wetlands Construídas”**. São Paulo, SP: 2001. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo - USP, 2001. 106p.

LEE, B-H.; SCHOLZ, M. What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? **Ecological Engineering**, v. 29, p. 87-95, 2007.

LEOPOLDO, P. R.; CONTE, M. L. Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes doméstico. In: XXV CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS, 1996, Cidade do México. **Anais...** Cidade do México: AIDIS, v. 1, 1996. p. 1-8.

LEOPOLDO, P. R.; GUIMARÃES, A. B.; PIEDADE, A. R. Emprego de plantas aquáticas em sistema integrado de tratamento de esgoto de pequena comunidade rural. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, AIDIS, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. I048, CD-ROM.

LIMA, A. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico**. Brasília, DF: 1998. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Tecnologia – UNB, 1998. 93 p.

LONDE, L. R. **Eficiência da filtração lenta no tratamento de efluentes de leitos cultivados**. Campinas, SP: 2002. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 2002. 91 p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas, e medicinais**. Edição do Autor. Nova Odessa, SP: 1982. 425 p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda, 2000. 608 p.

LU, S. Y.; WU, F. C.; LU, Y. F.; XIANG, C. S.; ZHANG, P. Y.; JIN, C. X. Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. **Ecological Engineering**, p. 1-8, 2008.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. Campinas, SP: 1998. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 1998. 106 p.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. Campinas, SP: 2003. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 2003. 98 p.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; VALENTIM, M.A.A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MEIRA, C. M. B.; CEBALLOS, B.S.O.; OLIVEIRA, H.; SOUZA, J.T.; KÖNIG, A. Despoluição de águas superficiais contaminadas com esgoto doméstico usando *wetlands* construídos. II WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1., 2001a, Jaguariúna. **Anais...**Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001a. p. 387-390.

MEIRA, C.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; KONIG, A. *Wetlands* vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: Primeiros resultados. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001b, João Pessoa. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2001b. p. 1-6.

MELO JÚNIOR, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha* sp.** Campinas, SP: UNICAMP, 2003. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, 2003. 295 p.

METCALF; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4.ed. New Delhi: McGraw-Hill Publishing Company Limited, 2003. 1819 p.

NAIME, R.; GARCIA, A. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**, v. 1, n. 2, p. 9-20, 2005.

NASCIMENTO, D. T. F.; LUIZ, G. C. Levantamento do comportamento da mínima e máxima temperatura do ar em Goiânia (GO) - 2000/ 2006. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 2007, Natal. **Anais...**Natal: XII SBGFA, 2007. p. 1-8.

NASCIMENTO, D. T. F. Influência do fenômeno El Niño nos elementos climáticos temperatura do ar, umidade e precipitação em Goiânia – GO: uma análise do episódio de 1997/1998. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 2009, Viçosa. **Anais...**Viçosa: XIII SBGFA, 2009. p. 1-5.

NOGUEIRA, S. F. **Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.** Piracicaba, SP: CENA/USP, 2003. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo - USP, 2003. 137p.

NOZAKI, V. T. **Análise do setor de saneamento básico no Brasil.** Ribeirão Preto, SP: 2007. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo - USP, 2007. 109p.

NUVOLARI, A. O lançamento in natura e seus impactos. In: NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto Sanitário:** coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo, SP: E. Blücher, 2003. p. 171-208.

OLIVEIRA, E. L. Quantificação de nutrientes em efluente de tratamento de esgoto por “Alagados construídos (*Wetlands*) para fins de reúso na agricultura”. X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Braga. **Anais...** Braga: APESB, 2002. T2-2.5_202, CD-ROM.

PARKINSON, J. N.; SIQUEIRA, E. Q.; CAMPOS, L. C. Tratamento de esgotos domésticos de pequenas comunidades utilizando áreas alagadas construídas (AACs). **Revista Intercursos**, v. 3, n. 2, p. 135-139, 2004.

PEREIRA, F. J.; CASTRO, E. M.; SOUZA, T. C.; MAGALHÃES, P. C. Evolução da anatomia radicular do milho “Saracura” em ciclos de seleção sucessivos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 12, p. 1649-1656, 2008.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. In: 6^o INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1., 1998, Águas de São Pedro. **Anais...Águas de São Pedro: UNESP, IWA**, 1998. p. 670-679.

PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTUUX. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Wat. Sci. Tech.**, v. 25, n. 12, p. 197-206, 1992.

PITALUGA, D. P. S.; ALMEIDA, R. A.; REIS, R. P. A. Sistema domiciliar de tratamento de esgoto por plantas: uma contribuição ao ambiente da cidade de Goiânia. In: PRÊMIO CREA GOIÁS DE MEIO AMBIENTE, 2008, Goiânia. **Compêndio dos trabalhos premiados...Goiânia: CREA/GO**, 2009. p. 53-68.

PREETHA, R.; KUMAR, T. S. Rhizosphere treatment technology for community wastewater treatment. **Eletronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry**, p. 1670-1676. Disponível em:
<http://ejeafche.uvigo.es/index.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=5&Itemid=33>. Acesso em: 20 dez. 2008.

PRESZNHUK, R. A. O.; CASAGRANDE JÚNIOR, E. F.; COSTA NETO, P. R.; VAN-KAICK, T. S.; UMEZAWA, H. A.; MACEDO, C. X. Carvão de bambu como pós-tratamento em estação de tratamento de esgoto por zona de raízes: tecnologia ambiental e socialmente adequada. In: INTER AMERICAN CONFERENCE ON NON-CONVENTIONAL MATERIALS AND TECHNOLOGIES IN ECOLOGICAL AND SUSTAINABLE CONSTRUCTION, 2005, Rio de Janeiro. **Anais...Rio de Janeiro: IAC-NOCMAT**, 2005. p. 190-200.

REIDEL, A.; DAMASCENO, S.; ZENATTI, D. C.; SAMPAIO, S. C.; FEIDEN, A.; QUEIROZ, M. M. F. Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 181-185, 2005.

REIS, M. G. C.; ORRICO, S. R. M.; MARTINS, M. M.; MORAES, L. R. S.; BERNARDES, R. S.; MELO, G. B. O emprego de “Wetland” para o tratamento de esgotos domésticos bruto. In: VII EXPOSIÇÃO DE EXPERIÊNCIAS MUNICIPAIS EM SANEAMENTO, 2003, Santo André. **Anais...** Brasília: ASSEMAE, 2003.

Disponível em: http://www.semasa.sp.gov.br/Documentos/ASSEMAE/Trab_110.pdf

Acesso em: 20 dez. 2008.

ROQUETE-PINTO, C. L.; GUIMARÃES, A. C.; SANTOS, J. L. A. Integrated rural sustainable development with aquatic plants. In: 6° INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Anais...** Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p. 660-669.

SALATI, E. **Método fitopedológico de despoluição de águas**. São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, 1984. 37p.

SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. **Relatório Técnico para o programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC**. São Carlos, SP, 2000. 36p.

SALATI, E. Utilização de sistemas de *Wetlands* construídas para tratamento de águas. **Biológico**, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, 2003.

SALATI JÚNIOR, E.; SALATI, ENEIDA; SALATI, ENÉAS. Wetland projects developed in Brazil. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SANDRI, D. **Irrigação da cultura de alface com água residuária tratada com leitos cultivados com macrófita**. Campinas, SP: 2003. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 2003. 186 p.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. **Engenharia Agrícola**, v. 26, n. 01, p. 45-57, 2006.

SANEAGO. **Histórico**. Disponível em: <<http://www.saneago.com.br>>. Acesso em: 11 fev. 2008a.

SANEAGO. **Esgoto**. Disponível em: <<http://www.saneago.com.br>>. Acesso em: 11 fev. 2008b.

SANTOS, L. S.; OLIVEIRA, A. S.; IDE, C. N. Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais. In: V SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2007, Anápolis. **Anais...**Anápolis: UEG, 2007.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Utilização de um sistema experimental por meio de “*wetland*” construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Seguro. **Anais...**Porto Seguro: ABES, 2000. III-012, CD-ROM.

SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SOARES, H. M.; PHILIPPI, L. S. *Wetlands* como polimento de efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos – início de operação. VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória. **Anais...** Vitória: ABES, 2002.II-064, CD-ROM.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de esgotos usando filtros plantados com macrófitas. **Saneamento Ambiental**, n. 95, p. 40-45, 2003.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Florianópolis, SC: 2006. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2006. 171 p.

SIKORA, F. J.; TONG, Z.; BEHRENDTS, L. L.; STEINBERG, S. L.; COONROD, H. S. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. **Wat. Sci. Tech.**, v. 32, n. 3, p. 193-202, 1995.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, v. 87, n. 01, p. 109-118, 2004.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A.C.; CABRAL, R. P .B. Desempenho de sistemas de *wetlands* no pós-tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Seguro. **Anais...**Porto Seguro: ABES, 2000. III-072, CD-ROM.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C.; LIMA, E. P.; GUIMARÃES, A. V. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. In: VII TALLER Y SIMPOSIO LATINOAMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA, 2002, Mérida, Yucatán, México. **Anais...** Mérida, Yucatán, México: 2002.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, 2005.

SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados. SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILIANO DE INGENIERÍA SANITARIA-AMBIENTALE, 1., 1996, Gramado. **Anais...**Gramado: 1996.

STEINBACHOVÁ-VOJTÍŠKOVÁ, L.; TYLOVÁ, E.; SOUKUP, A.; NOVICKÁ, H.; VOTRUBOVÁ, O.; LIPAVSKÁ, H.; ČÍŽKOVÁ, H. Influence of nutrient supply on growth, carbohydrate, and nitrogen metabolic relations in *Typha angustifolia*. **Environmental and Experimental Botany**, v. 57, p. 246-257, 2006.

STOWELL, R.; TCHOBANOGLOUS, G.; COLT, J.; KNIGHT, A. **The use of aquatic plants and animals for the treatment of wastewater**. Davis, California: Dept. Civil Engineering, University of California, 1979. 24 p.

STOWELL, R.; LUDWIG, R.; COLT, J.; TCHOBANOGLOUS, G. Concepts in aquatic treatment system design. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, 107, p. 919-940, 1981.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. Reedwood: Benjamin / Cummings, 1991. 565 p.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 9-17, 2001.

TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands – I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 17-26, 1995.

TAVARES, R. L. M.; COSTA, C. A. C. Influência de cédulas de real decompostas na dinâmica de solos de várzea. VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007, Caxambu. **Anais...**Caxambu: SEB, 2007. p. 1-2.

TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. New York: Mc Graw-Hill, 1991. p. 992-1002.

TOBIAS, A. C. T. **Tratamento de resíduos na suinocultura: uso de reatores anaeróbios seqüenciais seguidos de leitos cultivados**. Campinas, SP: 2002. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, 2002. 125 p.

TONIATO, J. V.; ROQUE, O. C. C.; KACZALA, F.; NASCIMENTO, V. B.; ROQUE, D. C. Avaliação de um *Wetland* construído no tratamento de efluentes sépticos. XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Anais...**Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-13.

USDA – Natural Resources Conservation Service; Environmental Protection Agency. **A handbook of constructed wetlands**. Washington: USDA/ NRCS/ EPA, v. 1, 2002. 53 p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A technology assessment**. Washington, DC: EPA832-R-93-008, Office of Water, 1993. 87 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Cincinnati, Ohio: EPA/625/R-99/010, Office of Research and Development, 1999. 165 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Wastewater Technology fact sheet. Wetlands: Subsurface flow**. Washington: EPA 832-F-00-023, Office of Water, 2000. 8 p.

UTO, F. N.; MARTINS, L. L. **Pós - tratamento de efluentes de lagoas de estabilização da ETE Parque Atheneu (Goiânia – GO) para remoção de algas e cianobactérias**. Goiânia, GO: 2005. Originalmente apresentada como monografia de graduação, Centro Federal de Educação Tecnológica de Goiás, 2005.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no pós-tratamento de tanque séptico modificado**. Campinas, SP: 1999. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, 1999. 119 p.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Campinas, SP: 2003. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, 2003. 210 p.

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M. Project of constructed *wetland* for treating septic tank effluent. 6° INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Anais...Águas de São Pedro**: UNESP, IWA, 1998. p. 126-129.

VAN DE MOORTEL, A. M. K.; ROUSSEAU, D. P. L.; TACK, F. M. G.; PAUW, N. D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 175-183, 2009.

VAN-KAICK, T. S. **Estação de Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Curitiba, PR: 2002. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, CEFET – PR, 2002. 116 p.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. **Ecological Engineering**, v. 12, p. 5-12, 1999.

VICZNEVSKI, I. S.; SILVA, C. G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes – experiência da prefeitura municipal de Joinville. In: XXII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003. II001, CD-ROM.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 1996. 211 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 3, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed *wetlands*. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERL, R. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 1998. p. 17-66.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands – construídos utilizando brita e bambu como suporte.** Campinas, SP: 2008. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2008. 189 p.

WATSON, J. T.; SHERWOOD, C. R.; KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; WHITEHOUSE, A. E. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: HAMMER, D. A. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural.** Michigan: Lewis Publishers, Cap. 27, 1989. p. 319-352.

WEBERLING, F; SCHWANTES, H. O. **Taxionomia Vegetal.** São Paulo, SP: Editora Pedagógica e Universitária – EPU, 1986. 314 p.

ANEXOS

ANEXO A – Resultado de Análise de Esgoto: Maio (2008)

		SANEAMENTO DE GOIÁS S.A		RESULTADO DE ANÁLISE DE ESGOTO			
Material:	ESGOTO BRUTO			Nº Protoc.:	6.747 a 6.749		
Local:	ETE SAMAMBAIA			Chuvas:	NÃO		
Município:	GOIÂNIA – GO			Temperatura Ambiente:	19 a 25 °C		
Responsável pela coleta:	GERALDO			Interessado:	P-GTE		
Data de Entrada Laboratório:	13/05/08			Hora de Entrada no Lab.:	09:30:00		
ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICAS							
DADOS DA AMOSTRA	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.* no efluente final
	AFLUENTE	FAC.	MAT.				
Data da Coleta	12/05/08	13/05/08	13/05/08	-	-	-	-
Hora da Coleta	7:00a18:00	08:40	08:35	-	-	-	-
Temperatura da Amostra	22 a 24	22	22,0	-	-	°C	40,0
D.B.O 20°C / 5 dias	90,0	30,0	13,5	-	-	mg/L O ₂	60,0*
Eficiência	-	66,6	55,0	-	-	%	80,0*
Oxigênio Dissolvido	-	1,1	3,3	-	-	mg/L O ₂	NR
D.Q.O	398,5	164,0	141,0	-	-	mg/L O ₂	NR
pH	7,6	7,6	8,2	-	-	-	5,0 a 9,0
Turbidez	-	-	-	-	-	UNT	NR
Cor	-	-	-	-	-	Pt/L	NR
Sólidos Sedimentáveis	-	-	-	-	-	mL/L/h	1,0
Sólidos Totais	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Voláteis	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Fixos	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Suspensos	157,0	94,0	102,0	-	-	mg/L	NR
Nitrogênio Amoniacal Total	-	-	-	-	-	mg/L N	20,0
Óleos e Graxas	-	-	-	-	-	mg/L	50,0*
Alcalinidade Total	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Alcalinidade de Bicarbonatos	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Acidez Volátil	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Sulfeto	-	-	0,2	-	-	mg/L S	1,0
Sulfato Total	-	-	-	-	-	mg/L SO ₄	NR
Surfactantes	-	-	-	-	-	mg/L LAS	NR
Ferro Dissolvido	-	-	-	-	-	mg/L Fe	15,0
Fluoreto Total	-	-	-	-	-	mg/L F	10,0
Condutividade	-	-	-	-	-	µS/cm	NR
ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS							
PARÂMETROS	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.
	AFLUENTE	FAC.	MAT.				
Índ.de Col. Termotolerante	3,5 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁵	2,6 x 10 ³	-	-	N.M. P 100 mL	NR
Legenda: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio DQO - Demanda Química de Oxigênio N.M.P – Número Mais Provável V.M.P – Valor Máximo Permitido NR – Não Regulamentado							
Obs. EFICIÊNCIA TOTAL NA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA = 85,0 %							
Notas: 1) Os métodos determinados para os parâmetros de referência seguem as recomendações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da APHA/AWWA e os resultados devem ser interpretados como representando parte da composição da amostra no momento da análise. 2) * Legislação Estadual – Lei nº 8.544 de 17/10/78 (SEMAGO/84) e os demais Resolução CONAMA 357/2005 art. 34 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer natureza em águas interiores, superficiais ou subterrâneos.							
Responsável Pela Análise:				Responsável Técnico:			
Assinatura:				Assinatura:			
Data: 21/05/08				Data: 21/05/08			
0245F(03)				14/01/2008			

ANEXO B – Resultado de Análise de Esgoto: Junho (2008)

		SANEAMENTO DE GOIÁS S.A		RESULTADO DE ANÁLISE DE ESGOTO			
Material: ESGOTO BRUTO				Nº Protoc.: 7.360 a 7.362			
Local: ETE SAMAMBAIA				Chuvas: NÃO			
Município: GOIÂNIA				Temperatura Ambiente: 17 °C			
Responsável pela coleta: GERALDO				Interessado: P-GTE			
Data de Entrada Laboratório: 27/06/08				Hora de Entrada no Lab.: 12:25			
ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICAS							
DADOS DA AMOSTRA	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.* no efluente final
	AFLUENTE	FAC.	MAT.	-	-		
Data da Coleta	26/06/08	27/06/08	27/06/08	-	-	-	-
Hora da Coleta	8 às 17:30	08:45	08:40	-	-	-	-
Temperatura da Amostra	-	20,0	19,0	-	-	°C	40,0
D.B.O 20°C / 5 dias	165,0	50,0	32,0	-	-	mg/L O ₂	60,0*
Eficiência	-	69,7	36,0	-	-	%	80,0*
Oxigênio Dissolvido	-	8,0	10,1	-	-	mg/L O ₂	NR
D.Q.O	283,7	170,4	175,4	-	-	mg/L O ₂	NR
pH	7,37	7,62	8,88	-	-	-	5,0 a 9,0
Turbidez	-	-	-	-	-	UNT	NR
Cor	-	-	-	-	-	Pt/L	NR
Sólidos Sedimentáveis	0,3	0,1	0,1	-	-	mL/L/h	1,0
Sólidos Totais	238,0	183,0	56,0	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Voláteis	225,0	165,0	8,0	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Fixos	13,0	18,0	48,0	-	-	mg/L	NR
Sólidos Suspensos	117,0	121,0	217,0	-	-	mg/L	NR
Nitrogênio Amoniacal Total	-	-	0,84	-	-	mg/L N	20,0
Óleos e Graxas	-	-	2,5	-	-	mg/L	50,0*
Alcalinidade Total	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Alcalinidade de Bicarbonatos	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Acidez Volátil	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Sulfeto	-	-	1,1	-	-	mg/L S	1,0
Sulfato Total	-	-	-	-	-	mg/L SO ₄	NR
Surfactantes	-	-	-	-	-	mg/L LAS	NR
Ferro Dissolvido	-	-	-	-	-	mg/L Fe	15,0
Fluoreto Total	-	-	-	-	-	mg/L F	10,0
Condutividade	-	-	-	-	-	µS/cm	NR
ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS							
PARÂMETROS	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.
	-	-	-	-	-		
Índ.de Col. Termotolerante	-	-	-	-	-	N.M. P 100 mL	NR
Legenda: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio DQO - Demanda Química de Oxigênio N.M.P – Número Mais Provável V.M.P – Valor Máximo Permitido NR – Não Regulamentado							
Obs. EFICIÊNCIA TOTAL NA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA = 80,6%							
Notas: 1) Os métodos determinados para os parâmetros de referência seguem as recomendações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da APHA/AWWA e os resultados devem ser interpretados como representando parte da composição da amostra no momento da análise. 2) * Legislação Estadual – Lei nº 8.544 de 17/10/78 (SEMAGO/84) e os demais Resolução CONAMA 357/2005 art. 34 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer natureza em águas interiores, superficiais ou subterrâneas.							
Responsável Pela Análise:				Responsável Técnico:			
Assinatura:		Assinatura:		Assinatura:		Assinatura:	
Data: 08/07/08		Data: 08/07/08		Data: 08/07/08		Data: 08/07/08	
0245F(03)		14/01/2008		14/01/2008		14/01/2008	

ANEXO C – Resultado de Análise de Esgoto: Agosto (2008)

		SANEAMENTO DE GOIÁS S.A		RESULTADO DE ANÁLISE DE ESGOTO			
Material: ESGOTO				Nº Protoc.: 8.146 a 8.148			
Local: ETE SAMAMBAIA				Chuvas: NÃO			
Município: GOIÂNIA – GO				Temperatura Ambiente: 16 °C			
Responsável pela coleta: EDNAR / GERALDO				Interessado: P-GTE			
Data de Entrada Laboratório: 27/08/08				Hora de Entrada no Lab.: 12:00			
ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICAS							
DADOS DA AMOSTRA	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.* no efluente final
	AFLUENTE	FAC.	MAT.				
Data da Coleta	26/08/08	27/08/08	27/08/08	-	-	-	-
Hora da Coleta	08:00	07:54	07:48	-	-	-	-
Temperatura da Amostra	24,0	20	20,0	-	-	°C	40,0
D.B.O 20°C / 5 dias	128,0	71,0	31,0	-	-	mg/L O ₂	60,0*
Eficiência	-	44,5	56,3	-	-	%	80,0*
Oxigênio Dissolvido	-	2,1	2,2	-	-	mg/L O ₂	NR
D.Q.O	-	-	-	-	-	mg/L O ₂	NR
pH	7,10	7,54	8,66	-	-	-	5,0 a 9,0
Turbidez	-	-	-	-	-	UNT	NR
Cor	-	-	-	-	-	Pt/L	NR
Sólidos Sedimentáveis	-	-	-	-	-	mL/L/h	1,0
Sólidos Totais	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Voláteis	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Fixos	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Suspensos	148,0	198,0	295,0	-	-	mg/L	NR
Nitrogênio Amoniacal Total	-	-	-	-	-	mg/L N	20,0
Óleos e Graxas	-	-	8,0	-	-	mg/L	50,0*
Alcalinidade Total	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Alcalinidade de Bicarbonatos	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Acidez Volátil	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Sulfeto	-	-	-	-	-	mg/L S	1,0
Sulfato Total	-	-	-	-	-	mg/L SO ₄	NR
Surfactantes	-	-	-	-	-	mg/L LAS	NR
Ferro Dissolvido	-	-	-	-	-	mg/L Fe	15,0
Fluoreto Total	-	-	-	-	-	mg/L F	10,0
Condutividade	-	-	-	-	-	µS/cm	NR
ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS							
PARÂMETROS	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.
Índ.de Col. Termotolerante	-	-	-	-	-	N.M. P 100 mL	NR
Legenda: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio DQO - Demanda Química de Oxigênio N.M.P – Número Mais Provável V.M.P – Valor Máximo Permitido NR – Não Regulamentado							
Obs. EFICIÊNCIA TOTAL NA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA = 75,6 %							
Notas: 1) Os métodos determinados para os parâmetros de referência seguem as recomendações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da APHA/AWWA e os resultados devem ser interpretados como representando parte da composição da amostra no momento da análise. 2) * Legislação Estadual – Lei nº 8.544 de 17/10/78 (SEMAGO/84) e os demais Resolução CONAMA 357/2005 art. 34 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer natureza em águas interiores, superficiais ou subterrâneas.							
Responsável Pela Análise:				Responsável Técnico:			
Assinatura:		Assinatura:		Assinatura:		Assinatura:	
Data: 04/09/08		Data: 04/09/08		Data: 04/09/08		Data: 04/09/08	
0245F(03)		14/01/2008					

ANEXO D – Resultado de Análise de Esgoto: Outubro (2008)

		SANEAMENTO DE GOIÁS S.A		RESULTADO DE ANÁLISE DE ESGOTO			
Material: ESGOTO				Nº Protoc.: 8.937 a 8.939			
Local: ETE SAMAMBAIA				Chuvas: NÃO			
Município: GOIÂNIA – GO				Temperatura Ambiente: 22 a 24 °C			
Responsável pela coleta: EDMAR				Interessado: P-GTE			
Data de Entrada Laboratório: 31/10/08				Hora de Entrada no Lab.: 10:00			
ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICAS							
DADOS DA AMOSTRA	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.* no efluente final
	AFLUENTE	FAC.	MAT.				
Data da Coleta	30/10/08	31/10/08	31/10/08	-	-	-	-
Hora da Coleta	08:00	08:26	08:20	-	-	-	-
Temperatura da Amostra	25,0	25	24,0	-	-	°C	40,0
D.B.O 20°C / 5 dias	210,0	45,0	66,0	-	-	mg/L O ₂	60,0*
Eficiência	-	78,6	-46,7	-	-	%	80,0*
Oxigênio Dissolvido	-	-	-	-	-	mg/L O ₂	NR
D.Q.O	423,0	333,5	687,0	-	-	mg/L O ₂	NR
pH	7,15	7,52	7,27	-	-	-	5,0 a 9,0
Turbidez	-	-	-	-	-	UNT	NR
Cor	-	-	-	-	-	Pt/L	NR
Sólidos Sedimentáveis	-	-	-	-	-	mL/L/h	1,0
Sólidos Totais	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Voláteis	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Fixos	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Suspensos	160,0	193,0	311,0	-	-	mg/L	NR
Nitrogênio Amoniacal Total	-	-	-	-	-	mg/L N	20,0
Óleos e Graxas	-	-	<10	-	-	mg/L	50,0*
Alcalinidade Total	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Alcalinidade de Bicarbonatos	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Acidez Volátil	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Sulfeto	-	-	-	-	-	mg/L S	1,0
Sulfato Total	-	-	-	-	-	mg/L SO ₄	NR
Surfactantes	-	-	-	-	-	mg/L LAS	NR
Ferro Dissolvido	-	-	-	-	-	mg/L Fe	15,0
Fluoreto Total	-	-	-	-	-	mg/L F	10,0
Condutividade	-	-	-	-	-	µS/cm	NR
ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS							
PARÂMETROS	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.
Índ.de Col. Termotolerante	-	-	-	-	-	N.M. P 100 mL	NR
Legenda: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio DQO - Demanda Química de Oxigênio N.M.P – Número Mais Provável V.M.P – Valor Máximo Permitido NR – Não Regulamentado							
Obs. EFICIÊNCIA TOTAL NA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA = 68,6 %							
Notas: 1) Os métodos determinados para os parâmetros de referência seguem as recomendações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da APHA/AWWA e os resultados devem ser interpretados como representando parte da composição da amostra no momento da análise. 2) * Legislação Estadual – Lei nº 8.544 de 17/10/78 (SEMAGO/84) e os demais Resolução CONAMA 357/2005 art. 34 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer natureza em águas interiores, superficiais ou subterrâneas.							
Responsável Pela Análise:				Responsável Técnico:			
		Assinatura:				Assinatura:	
Data: 10/11/08				Data: 10/11/08			
0245F(03)				14/01/2008			

ANEXO E – Resultado de Análise de Esgoto: Novembro (2008)

		SANEAMENTO DE GOIÁS S.A		RESULTADO DE ANÁLISE DE ESGOTO			
Material: ESGOTO		Nº Protoc.: 9.109 a 9.111					
Local: ETE SAMAMBAIA		Chuvas: NO DIA ANTERIOR					
Município: GOIÂNIA – GO		Temperatura Ambiente: 22 a 27 °C					
Responsável pela coleta: MARCILON / EDMAR		Interessado: P-GTE					
Data de Entrada Laboratório: 14/11/08		Hora de Entrada no Lab.: 09:00					
ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICAS							
DADOS DA AMOSTRA	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.* no efluente final
	AFLUENTE	FAC.	MAT				
Data da Coleta	13/11/08	14/11/08	14/11/08	-	-	-	-
Hora da Coleta	8:00a17:00	07:50	07:45	-	-	-	-
Temperatura da Amostra	26	24	24	-	-	°C	40,0
D.B.O 20°C / 5 dias	158,0	36,0	35,0	-	-	mg/L O ₂	60,0*
Eficiência	-	77,2	2,8	-	-	%	80,0*
Oxigênio Dissolvido	-	2,0	1,5	-	-	mg/L O ₂	NR
D.Q.O	248,0	222,5	478,5	-	-	mg/L O ₂	NR
pH	7,40	7,57	7,68	-	-	-	5,0 a 9,0
Turbidez	-	-	-	-	-	UNT	NR
Cor	-	-	-	-	-	Pt/L	NR
Sólidos Sedimentáveis	-	-	-	-	-	mL/L/h	1,0
Sólidos Totais	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Voláteis	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Fixos	-	-	-	-	-	mg/L	NR
Sólidos Suspensos	104,0	200,0	213,0	-	-	mg/L	NR
Nitrogênio Amoniacal Total	-	-	-	-	-	mg/L N	20,0
Óleos e Graxas	-	-	-	-	-	mg/L	50,0*
Alcalinidade Total	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Alcalinidade de Bicarbonatos	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Acidez Volátil	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Sulfeto	-	-	-	-	-	mg/L S	1,0
Sulfato Total	-	-	-	-	-	mg/L SO ₄	NR
Surfactantes	-	-	-	-	-	mg/L LAS	NR
Ferro Dissolvido	-	-	-	-	-	mg/L Fe	15,0
Fluoreto Total	-	-	-	-	-	mg/L F	10,0
Condutividade	-	-	-	-	-	µS/cm	NR
ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS							
PARÂMETROS	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.
	AFLUENTE	FAC.	MAT				
Índ.de Col. Termotolerante	3,5 x 10 ⁶	-	9,2 x 10 ⁴	-	-	N.M. P 100 mL	NR
Legenda: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio DQO - Demanda Química de Oxigênio N.M.P – Número Mais Provável V.M.P – Valor Máximo Permitido NR – Não Regulamentado							
Obs. EFICIÊNCIA TOTAL NA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA = 77,8 %							
Notas: 1) Os métodos determinados para os parâmetros de referência seguem as recomendações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da APHA/AWWA e os resultados devem ser interpretados como representando parte da composição da amostra no momento da análise. 2) * Legislação Estadual – Lei nº 8.544 de 17/10/78 (SEMAGO/84) e os demais Resolução CONAMA 357/2005 art. 34 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer natureza em águas interiores, superficiais ou subterrâneas.							
Responsável Pela Análise:				Responsável Técnico:			
Assinatura:				Assinatura:			
Data: 24/11/08				Data: 24/11/08			
0245F(03)				14/01/2008			

ANEXO F – Resultado de Análise de Esgoto: Dezembro (2008)

		SANEAMENTO DE GOIÁS S.A		RESULTADO DE ANÁLISE DE ESGOTO			
Material: ESGOTO BRUTO				Nº Protoc.: 9.560 a 9.562			
Local: ETE SAMAMBAIA				Chuvas: SIM			
Município: GOIÂNIA				Temperatura Ambiente: 22°C			
Responsável pela coleta: EDMAR/ MARCILON PEREIRA				Interessado: P-GTE			
Data de Entrada Laboratório: 18/12/08				Hora de Entrada no Lab.: 11:30			
ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICAS							
DADOS DA AMOSTRA	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.* no efluente final
	AFLUENTE	FAC.	MAT.				
Data da Coleta	17/12/08	18/12/08	18/12/08	-	-	-	-
Hora da Coleta	08:00	07:54	07:50	-	-	-	-
Temperatura da Amostra	25,0	24,0	23,0	-	-	°C	40,0
D.B.O 20°C / 5 dias	173,0	13,0	18,0	-	-	mg/L O ₂	60,0*
Eficiência	-	92,5	-38,5	-	-	%	80,0*
Oxigênio Dissolvido	-	2,8	4,0	-	-	mg/L O ₂	NR
D.Q.O	333,6	151,6	291,0	-	-	mg/L O ₂	NR
pH	7,21	8,03	8,3	-	-	-	5,0 a 9,0
Turbidez	-	-	-	-	-	UNT	NR
Cor	-	-	-	-	-	Pt/L	NR
Sólidos Sedimentáveis	0,8	0,1	0,1	-	-	mL/L/h	1,0
Sólidos Totais	351,0	341,0	418,0	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Voláteis	111,0	156,0	41,0	-	-	mg/L	NR
Sólidos Totais Fixos	240,0	185,0	377,0	-	-	mg/L	NR
Sólidos Suspensos	90,0	130,0	222,0	-	-	mg/L	NR
Nitrogênio Amoniacal Total	-	-	7,28	-	-	mg/L N	20,0
Óleos e Graxas	-	-	32,7	-	-	mg/L	50,0*
Alcalinidade Total	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Alcalinidade de Bicarbonatos	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Acidez Volátil	-	-	-	-	-	mg/L CaCO ₃	NR
Sulfeto	-	-	3,8	-	-	mg/L S	1,0
Sulfato Total	-	-	-	-	-	mg/L SO ₄	NR
Surfactantes	-	-	-	-	-	mg/L LAS	NR
Ferro Dissolvido	-	-	1,18	-	-	mg/L Fe	15,0
Fluoreto Total	-	-	<0,01	-	-	mg/L F	10,0
Condutividade	-	-	-	-	-	µS/cm	NR
ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS							
PARÂMETROS	RESULTADOS					UNIDADE	V.M.P.
Índ.de Col. Termotolerante	-	-	-	-	-	N.M. P 100 mL	NR
Legenda: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio DQO - Demanda Química de Oxigênio N.M.P – Número Mais Provável V.M.P – Valor Máximo Permitido NR – Não Regulamentado							
Obs. EFICIÊNCIA TOTAL NA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA = 89,6%							
Notas: 1) Os métodos determinados para os parâmetros de referência seguem as recomendações do "STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER" da APHA/AWWA e os resultados devem ser interpretados como representando parte da composição da amostra no momento da análise. 2) * Legislação Estadual – Lei nº 8.544 de 17/10/78 (SEMAGO/84) e os demais Resolução CONAMA 357/2005 art. 34 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes de qualquer natureza em águas interiores, superficiais ou subterrâneas.							
Responsável Pela Análise:				Responsável Técnico:			
Assinatura:		Assinatura:		Assinatura:		Assinatura:	
29/12/08		29/12/08		29/12/08		29/12/08	

0245F(03)

14/01/2008

ANEXO G – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Maio (2008)



SANEAMENTO DE GOIÁS S.A.
DIRETORIA DE PRODUÇÃO
Superintendência Metropolitana de Negócios
Gerência de Tratamento de Esgoto

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SAMAMBAIA-UFG

Sistema de Tratamento: Uma lagoa facultativa e uma de maturação em série.

Início de Operação: 2004

CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES

PARÂMETROS	LAGOA 1	LAGOA 2
Tipo	Facultativa	Maturação
Área Média (m ²)	8.900	5.000
Profundidade (m)	2.0	1.5
Volume (m ³)	17.800	7.500

DADOS DE PROJETO E DE OPERAÇÃO – COMPARATIVO- MAIO/2008

PARÂMETROS		PROJETO	OPERACIONAL
Vazão Média (L/s)		9	1,12
Carga Orgânica afluyente (Kg/dia)		300	8,7
Carga Orgânica efluente (Kg/dia)		18	1,3
Eficiência (%)		94	85
Tempo de Detenção (dias)	Lagoa 01	17	184
	Lagoa 02	07	77
	TOTAL	24	261

RESUMO OPERACIONAL

PARÂMETROS OPERACIONAIS MÉDIOS MENSAIS	QUANTIDADE
Vazão Mínima	0,23 L/s
Vazão Máxima	1,56 L/s
Volume tratado	2.999m ³ /mês
DBO afluyente	90mg/L
DBO efluente	13mg/L
Remoção de DQO	65%
Remoção de Sólidos Suspensos	35%
Remoção de coliformes	99%

*Não foi analisado o corpo receptor, segundo calendário anual do laboratório.

ANEXO H – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Junho (2008)



SANEAMENTO DE GOIÁS S.A.
DIRETORIA DE PRODUÇÃO
Superintendência Metropolitana de Negócios
Gerência de Tratamento de Esgoto

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SAMAMBAIA-UFG

Sistema de Tratamento: *Uma lagoa facultativa e uma de maturação em série.*

Início de Operação: 2004

CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES

PARÂMETROS	LAGOA 1	LAGOA 2
Tipo	Facultativa	Maturação
Área Média (m ²)	8.900	5.000
Profundidade (m)	2.0	1.5
Volume (m ³)	17.800	7.500

DADOS DE PROJETO E DE OPERAÇÃO – COMPARATIVO- JUNHO/2008

PARÂMETROS		PROJETO	OPERACIONAL
Vazão Média (L/s)		9	1,87
Carga Orgânica afluyente (Kg/dia)		300	26,6
Carga Orgânica efluente (Kg/dia)		18	5,1
Eficiência (%)		94	81
Tempo de Detenção (dias)	Lagoa 01	17	110
	Lagoa 02	07	46
	TOTAL	24	156

RESUMO OPERACIONAL

PARÂMETROS OPERACIONAIS MÉDIOS MENSAIS	QUANTIDADE
Vazão Mínima	0,14 L/s
Vazão Máxima	2,76L/s
Volume tratado	4.847,04m ³ /mês
DBO afluyente	165mg/L
DBO efluente	32mg/L
Remoção de DQO	38%
Remoção de Sólidos Totais	*
Remoção de Sólidos Sedimentáveis	*
Remoção de Coliformes	*

***Não foram analisadas os parâmetros sólidos totais, sedimentáveis, coliformes termotolerantes e corpo receptor segundo calendário anual do laboratório.**

ANEXO I – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Agosto (2008)



SANEAMENTO DE GOIÁS S.A.
DIRETORIA DE PRODUÇÃO
Superintendência Metropolitana de Negócios
Gerência de Tratamento de Esgoto

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SAMAMBAIA-UFG

Sistema de Tratamento: Uma lagoa facultativa e uma de maturação em série.

Início de Operação: 2004

CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES

PARÂMETROS	LAGOA 1	LAGOA 2
Tipo	Facultativa	Maturação
Área Média (m ²)	8.900	5.000
Profundidade (m)	2.0	1.5
Volume (m ³)	17.800	7.500

DADOS DE PROJETO E DE OPERAÇÃO – COMPARATIVO- AGOSTO/2008

PARÂMETROS		PROJETO	OPERACIONAL
Vazão Média (L/s)		9	1,47
Carga Orgânica afluenta (Kg/dia)		300	11
Carga Orgânica efluente (Kg/dia)		18	2,6
Eficiência (%)		94	76
Tempo de Detenção (dias)	Lagoa 01	17	140
	Lagoa 02	07	59
	TOTAL	24	199

RESUMO OPERACIONAL

PARÂMETROS OPERACIONAIS MÉDIOS MENSAIS	QUANTIDADE
Vazão Mínima	0,24L/s
Vazão Máxima	2,24L/s
Volume tratado	3.937,24m ³ /mês
DBO afluenta	128mg/L
DBO efluente	31mg/L
Remoção de DQO	*
Remoção de Sólidos Totais	*
Remoção de Sólidos Sedimentáveis	*
Remoção de Coliformes	*

*Não foram analisadas os parâmetros sólidos totais, sedimentáveis, coliformes termotolerantes e corpo receptor segundo calendário anual do laboratório.

ANEXO J – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Novembro (2008)



SANEAMENTO DE GOIÁS S.A.
DIRETORIA DE PRODUÇÃO
Superintendência Metropolitana de Negócios
Gerência de Tratamento de Esgoto

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SAMAMBAIA-UFG

Sistema de Tratamento: *Uma lagoa facultativa e uma de maturação em série.*

Início de Operação: 2004

CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES

PARÂMETROS	LAGOA 1	LAGOA 2
Tipo	Facultativa	Maturação
Área Média(m ²)	8.900	5.000
Profundidade (m)	2.0	1.5
Volume (m ³)	17.800	7.500

DADOS DE PROJETO E DE OPERAÇÃO - COMPARATIVO

PARÂMETROS		PROJETO	OPERACIONAL
Vazão Média (L/s)		9	1,59
Carga Orgânica afluenta (Kg/dia)		300	21,7
Carga Orgânica efluente (Kg/dia)		18	4,8
Eficiência (%)		94	77,8
Tempo de Detenção (dias)	Lagoa 01	17	129
	Lagoa 02	07	54

RESUMO OPERACIONAL - NOVEMBRO/2008

PARÂMETROS OPERACIONAIS MÉDIOS MENSAIS	QUANTIDADE
Vazão Mínima	0,22L/s
Vazão Média	1,59L/s
Vazão Máxima	2,54L/s
Volume tratado	4.121,3m ³ /mês
DBO afluenta	158mg/L de O ₂
DBO efluente	35mg/L de O ₂
Remoção de DQO	Valor negativo
Remoção de Sólidos Totais	*
Remoção de Sólidos Sedimentáveis	*
Remoção de Coliformes	97%

- Nesta ETE está sendo realizado um projeto de pesquisa com plantas, sob responsabilidade da UFG.

ANEXO K – Dados de Projeto e Operação (Comparativo): Dezembro (2008)



SANEAMENTO DE GOIÁS S.A.
DIRETORIA DE PRODUÇÃO
Superintendência Metropolitana de Negócios
Gerência de Tratamento de Esgoto

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SAMAMBAIA-UFG

Sistema de Tratamento: *Uma lagoa facultativa e uma de maturação em série.*

Início de Operação: 2004

CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES

PARÂMETROS	LAGOA 1	LAGOA 2
Tipo	Facultativa	Maturação
Área Média(m ²)	8.900	5.000
Profundidade (m)	2.0	1.5
Volume (m ³)	17.800	7.500

DADOS DE PROJETO E DE OPERAÇÃO - COMPARATIVO

PARÂMETROS		PROJETO	OPERACIONAL
Vazão Média (L/s)		9	0,92
Carga Orgânica afluenta (Kg/dia)		300	13,75
Carga Orgânica efluente (Kg/dia)		18	1,4
Eficiência (%)		94	89,5
Tempo de Detenção (dias)	Lagoa 01	17	224
	Lagoa 02	07	94

RESUMO OPERACIONAL – Dezembro/2008

PARÂMETROS OPERACIONAIS MÉDIOS MENSAIS	QUANTIDADE
Vazão Mínima	0,19L/s
Vazão Média	0,92L/s
Vazão Máxima	1,31L/s
Volume tratado	2,464,13m ³ /mês
DBO afluenta	173mg/L de O ₂
DBO efluente	18mg/L de O ₂
Remoção de DQO	13%
Remoção de Sólidos Totais	-
Remoção de Sólidos Sedimentáveis	87%
Remoção de Coliformes	-

- Nesta ETE está sendo realizado um projeto de pesquisa com plantas, sob responsabilidade da UFG.

