

**UNIVERSIDADE DO SAGRADO CORAÇÃO**

**GISELDA PASSOS GIAFFERIS**

**ANÁLISE QUANTITATIVA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA  
E NITROGÊNIO DE UM SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS  
COM TRÊS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS.**

BAURU  
2011

# **UNIVERSIDADE DO SAGRADO CORAÇÃO**

## **ANÁLISE QUANTITATIVA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE UM SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS COM TRÊS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS.**

**GISELDA PASSOS GIAFFERIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências Exatas como parte dos requisitos para a obtenção do título de bacharel em Química, sob a orientação do Prof. Ms. Dorival José Coral.

BAURU  
2011

Giafferis, Giselda Passos

G429a

Análise quantitativa da remoção de matéria orgânica e nitrogênio de um sistema de alagados construídos com três espécies de plantas / Giselda Passos Giafferis -- 2011.  
44f. : il.

Orientador: Prof. Ms. Dorival José Coral.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Química) - Universidade Sagrado Coração - Bauru - SP

1. Tratamento de esgoto. 2. Alagados construídos. 3. Remoção de matéria orgânica. 4. Remoção de nitrogênio. 5. Sistemas wetlands. I. Coral, Dorival José. II. Título.

**GISELDA PASSOS GIAFFERIS**

**ANÁLISE QUANTITATIVA DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA  
E NITROGÊNIO DE UM SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS  
COM TRÊS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências Exatas como parte dos requisitos para a obtenção do título de bacharel em Química, sob a orientação do Prof. Ms. Dorival José Coral.

Banca examinadora:

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Setsuko Sato  
Universidade do Sagrado Coração

---

Prof. Carlos Daré  
Universidade do Sagrado Coração

---

Prof. Ms. Dorival José Coral  
Universidade do Sagrado Coração

Bauru, 14 de dezembro de 2011.

Dedico este trabalho aos meus pais Paulo  
Eduardo e Selda Marli.

Aos irmãos Kleber e Família, Walber e Família  
e Michelle.

Ao meu marido Flávio e sua filha Fernanda.

Minha filha Kaynara (*in memoriam*).

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, pelas oportunidades e tudo mais que consegui, sempre me dando forças para trilhar o caminho que desejei na minha vida. Obrigada Senhor!

Ao Prof. Ms. Dorival José Coral pela orientação, compreensão, apoio, e confiança depositada durante todo o período de desenvolvimento da tese.

À USC, ao Departamento de Ciências Exatas, a todos os Professores que me deram aulas, nesta etapa, e muito colaboraram para meu conhecimento na área.

Em especial à Prof<sup>a</sup>. Setsuko Sato e à Prof<sup>a</sup>. Márcia Zeferino Garcia que após vários anos me receberam novamente na USC, com carinho, sempre rindo e apoiando-me nas dificuldades.

Ao DAE, em nome de todos que de alguma forma participaram deste projeto e para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Sr. Gilberto S. Castilho F<sup>o</sup> e à Marcia S. Watanabe, técnicos-químicos do Laboratório de Águas Residuárias do DAE, pela amizade, dedicação e responsabilidade com que realizaram as análises físico-químicas e bacteriológicas das amostras.

Ao meu pai Paulo Eduardo e minha mãe Selda Marli pelo apoio, sabedoria, espiritualidade e ensinamentos a mim proporcionado ao longo da vida; que sempre me incentivaram nos estudos.

Ao meu marido Flávio, sempre presente, e pelo constante incentivo e preocupação com o meu bem-estar. Que me acompanhou nos momentos mais alegres e também nos mais sofridos desses anos.

Às minhas “meninas”! A canina Lila, minha querida companheira em todas as horas, sempre ao meu lado, e à Amy, a bebê, sempre querendo uns minutinhos de atenção, e que nunca deixou de estar deitada ao meu lado.

À todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

**Muito Obrigada!**

“Nossa missão na vida não é superar os outros,  
mas a nós mesmos.”

Maltbie D. Babcock

## RESUMO

Os sistemas de alagados construídos são projetados como passivos de depuração, constituídos por lagoas ou canais, podendo ser composto por plantas aquáticas em substratos como areia, solo ou cascalho, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de micro-organismos presentes nas águas residuárias. O uso combinado de tecnologias simples e de baixo custo como os reatores anaeróbios seguidos de alagados construídos para o tratamento e pós-tratamento, respectivamente têm sido de interesse para o saneamento em pequenas comunidades. Como objetivos deste trabalho buscou-se analisar quantitativamente a remoção da matéria orgânica na forma de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) no sistema de alagados construídos nas duas fases de operação; analisar quantitativamente a remoção dos nitrogênios no sistema de alagados construídos nas duas fases operando como sistema terciário e avaliar a qualidade na eficiência do processo de tratamento de esgoto. O trabalho ocorreu numa planta de tratamento de esgoto real do Departamento de Água e Esgoto de Bauru, localizada no Distrito de Tibiriçá, com vazão média de 4,8L/s, composta por filtro anaeróbio de fluxo ascendente seguido de três sistemas de alagados construídos em paralelo, com três tipos de macrófitas emergentes. Diante dos resultados obtidos, observou-se que houve remoção de cargas orgânicas, tiveram concentrações médias de DBO<sub>5,20</sub> do efluente final de 39 mg/L, atendendo as exigência do Decreto Estadual 8468/76 e CONAMA 430/2010 que exige no mínimo de 60 mg/L para padrões de lançamento de efluentes, mesmo apresentando concentrações do esgoto bruto elevadas, provavelmente pelo constante recebimento de efluente não doméstico por batelada, o qual não estava previsto no projeto. Constatou-se que as concentrações de nutrientes, notadamente de nitrogênio foram elevadas na entrada do sistema com concentração média de nitrogênio amoniacal de 28 mg/L, característica de esgoto doméstico, e não ocorrendo remoção ou sendo muito abaixo do esperado, observando que os sistemas de alagados construídos (SACs) estão funcionando como tratamento secundário, complementando o tratamento do filtro anaeróbio e não como foi projetado para tratamento terciário, em razão do baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), ocasionado pela alta vazão afluyente que chega na estação, e pela dificuldade de maior oxigenação do efluente, através da aspersão nos SACs. Portanto, concluiu-se que os resultados de remoção da matéria orgânica, na maior parte do período analisado, ou seja, nas duas fases de operação, atendeu aos padrões determinados pela legislação. Houve ineficiência na remoção dos nitrogênios, principalmente do amoniacal, não atendendo aos valores máximos permitidos e que a eficiência do processo de tratamento de esgoto em relação à DBO e DQO atendeu às exigências para lançamentos de efluentes em corpos receptores, na média com 90% de eficiência.

**Palavras-chave:** Tratamento de esgoto. Alagados Construídos. Remoção de matéria orgânica. Remoção de nitrogênio. Sistemas *wetlands*.

## ABSTRACT

The constructed wetland systems are designed as passive purification, consisting of lakes or canals, may be composed of aquatic plants in substrates such as sand, soil or gravel, where the proliferation of biofilms is that aggregate diverse populations of microorganisms present in water wastewater. The combined use of simple and inexpensive as the anaerobic reactors followed by constructed wetlands for treatment and post-treatment, respectively have been of interest for sanitation in small communities. How objectives of this study sought to quantitatively analyze the removal of organic matter in the form of Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) in the system of wetlands constructed in two phases of operation; quantitatively analyze the removal of nitrogen in wetland system constructed in two phases operating as tertiary system and evaluate the quality of the efficiency of sewage treatment. The work took place at a sewage treatment plant's actual Department of Water & Sewer Bauru, located in the District of Tibiriçá, with average flow of 4.8 L/s, made up of upflow anaerobic filter followed by three constructed wetland systems in parallel, with three types of emergent macrophytes. Considering the results obtained, it was observed that there was removal of organic loads, had average concentrations of BOD<sub>5</sub>, 20 of the final effluent of 39 mg/L, meeting the requirement of the State Decree 8468/76 and CONAMA 430/2010 that requires at least 60 mg/L for effluent discharge standards, even with high concentrations of raw sewage, probably by the constant receipt of non-domestic wastewater per batch, which was not foreseen in the project. It was found that concentrations of nutrients, especially nitrogen were high at the entrance of the system with nitrogênio average concentration of ammonia of 28 mg/L, a characteristic of domestic sewage, or removal occurring and not being much lower than expected, noting that the systems of wetlands built (SACs) are working as a secondary treatment, complementing the treatment of anaerobic filter and not designed for tertiary treatment, due to low hydraulic detention time (HDT), caused by high influent flow that arrives at the station, and the difficulty of greater oxygenation of the effluent through the sprinkler in the SACs. Therefore, it was concluded that the results of removal of organic matter, most of the analyzed period, and in the two phases of operation, met the standards set by law. There were inefficiencies in the removal of nitrogen, mainly ammonia, not given the maximum allowed and that the efficiency of sewage treatment in relation to BOD and COD meet the requirements for discharge of effluents into receiving bodies, on average with 90% efficiency.

**Keywords:** Wastewater treatment. Constructed wetlands. Removal of organic matter. Removal of nitrogen in wetlands. Wetlands systems.

## LISTA DE TABELAS

	Página
<b>Tabela 1.</b> Resumo de experimentos realizados no Brasil, com respeito à remoção de poluentes de alguns sistemas de alagados construídos.....	13
<b>Tabela 2.</b> Vazão média diária da ETE Tibiriçá em 18 horas.....	24
<b>Tabela 3.</b> Variáveis e métodos utilizados nas análises laboratoriais.....	31
<b>Tabela 4.</b> Valores de temperatura e pH; concentração média (mg.L <sup>-1</sup> ) de oxigênio dissolvido do esgoto bruto, do efluente do filtro anaeróbio, dos sistemas alagados construídos na fase 1 e 2 e do efluente final, no período de agosto a novembro/2010 e maio a junho/2011.....	32
<b>Tabela 5.</b> Concentração média (mg/L) de DBO e DQO do esgoto bruto e dos efluentes do filtro anaeróbio e alagados construídos na primeira e segunda fase da operação do sistema e eficiência de remoção (%).....	34
<b>Tabela 6.</b> Concentração média (mg/L) das formas nitrogenadas presentes nos efluentes do filtro anaeróbio e alagados construídos na primeira e segunda fase da operação do sistema e eficiência de remoção (%).....	36
<b>Tabela 7.</b> Concentração média (mg/L) de DBO, DQO e N Total no esgoto bruto e efluente final e eficiência de remoção média (%) obtidas durante a operação do sistema.....	39

## LISTA DE FIGURAS

	Página
<b>Figura 1.</b> Tipos de sistema radicular: taboa e junco.....	6
<b>Figura 2.</b> Espécie de planta emergente <i>Typha</i> spp.ou taboa.....	7
<b>Figura 3.</b> Espécie de planta emergente <i>Scirpus</i> spp ou falso junco.....	7
<b>Figura 4.</b> Espécie de planta emergente <i>Phragmites</i> spp ou caniço d'água.....	8
<b>Figura 5.</b> Sistemas <i>wetlands</i> construídos com plantas aquáticas flutuantes livres.....	9
<b>Figura 6.</b> Esquema sistemas <i>wetlands</i> com macrófitas submersas.....	10
<b>Figura 7.</b> Esquema de alagado construído de fluxo superficial.....	11
<b>Figura 8.</b> Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal.....	11
<b>Figura 9.</b> Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial vertical.....	12
<b>Figura 10.</b> Ciclo do carbono no alagado construído.....	16
<b>Figura 11.</b> Ciclo do nitrogênio no alagado construído.....	17
<b>Figura 12.</b> Localização Distrito de Tibiriçá, município de Bauru – SP.....	22
<b>Figura 13.</b> <i>Lay-out</i> do processo de tratamento de esgoto de Tibiriçá.....	23
<b>Figura 14.</b> Foto da caixa de desarenação do esgoto da ETE Tibiriçá.....	25
<b>Figura 15.</b> Foto da calha Parshall da ETE Tibiriçá.....	25
<b>Figura 16.</b> Vista do filtro anaeróbio de fluxo ascendente com o meio suporte em EPS com forma geométrica côncava, antes e durante a operação.....	26
<b>Figura 17.</b> Leitões dos alagados construídos da ETE Tibiriçá.....	27
<b>Figura 18.</b> Vista dos alagados construídos com as tubulações drenantes superficiais e cultivo com macrófitas emergentes.....	27
<b>Figura 19.</b> Foto da caixa de passagem do efluente do filtro anaeróbio para os alagados construídos.....	28
<b>Figura 20.</b> Foto da caixa com as eletroválvulas programadas para enviar o efluente intercaladamente aos alagados construídos.....	28
<b>Figura 21.</b> Espécie <i>Íris pseudocorus</i> L. ou lírios-do-charco (alagado 1).....	29
<b>Figura 22.</b> <i>Cyperus papyrus</i> ou papiro (alagado 2).....	29
<b>Figura 23.</b> <i>Typha latifolia</i> ou taboa (alagado 3).....	29
<b>Figura 24.</b> Caixa com drenos em dois níveis.....	29
<b>Figura 25.</b> Lagoa de polimento.....	29
<b>Figura 26.</b> Caixa de efluente final da ETE Tibiriçá.....	30
<b>Figura 27.</b> Resultados de DBO <sub>5,20</sub> dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	33
<b>Figura 28.</b> Resultados do balanço de nitrogênio da ETE Tibiriçá.....	38

## LISTA DE ABREVIATURAS

(E)	Leste
(N)	Norte
°C	Graus Celsius
Alcal.	Alcalinidade
Bicarb.	Bicarbonato
Ca	Cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
cm	centímetro
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPE	Consumo <i>per</i> economia
DAE	Departamento de Água e Esgoto
DBO <sub>5,20</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias a 20°C
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO/DBO <sub>5,20</sub>	Relação entre a Demanda química e oxigênio e a bioquímica de oxigênio
EPS	Poliestireno expandido “isopor”
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FH	Fluxo horizontal
FS	Fluxo superficial
FSH	Fluxo subsuperficial horizontal
FSV	Fluxo subsuperficial vertical
FV	Fluxo vertical
g/m <sup>2</sup> /ano	Gramas por metro quadrado por ano
hab	habitante
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ânion Bicarbonato
hs	Horas
L/hab/dia <sup>-1</sup>	Litros por habitante por dia
L/s	Litros por segundo
m	Metros
m <sup>3</sup> /dia	Metro cúbico por dia
m <sup>3</sup> /ec/mês	Metro cúbico por economia por mês
m <sup>3</sup> /h	Metro cúbico por hora
m <sup>3</sup> /mês	Metro cúbico por mês
mg	Miligrama

mg/L ou mg.L <sup>-1</sup>	Miligramas por litro
mm	Milímetro
N atmosférico	Nitrogênio atmosférico
N- orgânico	Nitrogênio orgânico
N Total	Nitrogênio Total
N <sub>2</sub>	Nitrogênio (gás)
Na	Sódio
N-amon e N-amoniacal	Nitrogênio amoniacal
NH <sub>3</sub>	Amônia
N-NH <sub>3</sub>	Nitrogênio em amônia
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio em amônio
N-NO <sub>2</sub>	Nitrogênio em nitrito
N-NO <sub>3</sub>	Nitrogênio em nitrato
NO <sub>3</sub>	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kijedhal
O <sub>2</sub>	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
P Total	Fósforo Total
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila ou cloreto de polivinila
SACFS	Sistema de alagados construídos de fluxo superficial
SACFSH	Sistema de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal
SACFSV	Sistema de alagados construídos de fluxo subsuperficial vertical
SACs	Sistema de alagados construídos
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
W	Largura da garganta da Calha Parshall

## SUMÁRIO

	Página
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	1
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	3
2.1 Sistemas de alagados construídos ( <i>wetlands</i> construídos).....	3
2.1.1. Componentes dos sistemas de alagados construídos.....	5
a) Substrato.....	5
b) Macrófitas aquáticas.....	5
c) Micro-organismos.....	8
2.1.2 Tipos de sistemas de alagados construídos ( <i>constructed wetlands</i> ).....	9
a) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo superficial.....	10
b) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo subsuperficial horizontal.....	11
c) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo subsuperficial vertical.....	12
d) Capacidade operacional e manutenção dos alagados construídos.....	13
2.1.3 Qualidade do efluente dos sistemas alagados construídos no tratamento dos esgotos domésticos.....	15
a) Processo da transformação do carbono nos alagados construídos.....	15
b) Processo de remoção do nitrogênio nos alagados construídos.....	16
c) Oxigênio dissolvido nos alagados construídos.....	19
<b>3 OBJETIVOS.....</b>	21
3.1 Objetivo geral.....	21
3.2 Objetivo específico.....	21
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	22
5.1 Área de estudo.....	22
5.2 Descrição do sistema de tratamento de esgotos implantado no Distrito de Tibiriçá.....	23
5.2.1. Tratamento preliminar.....	24
a) Gradeamento.....	24
b) Desarenação.....	24
c) Calha Parshall.....	25
d) Decantador Primário.....	25
5.2.2. Tratamento secundário.....	26
a) Filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	26
5.2.3. Tratamento terciário.....	26
a) Alagados construídos.....	26
5.3. Metodologia de amostragem e análises.....	30
<b>5.RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	32
a) Temperatura.....	32
b) pH.....	32
c) Oxigênio dissolvido.....	32
d) Matéria Orgânica.....	33
d1) Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	33
d2) Demanda Química de Oxigênio.....	34
e) Nitrogênios.....	35
e1) Nitrogênio amoniacal.....	35
e2) Nitrogênio nitrito.....	36
e3) Nitrogênio nitrato.....	37

e4) Nitrogênio total Kjeldhal.....	37
e5) Balanço de nitrogênio.....	38
f) Eficiência da estação de tratamento de esgoto.....	39
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>40</b>
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>41</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a demanda pela água tem aumentado e decaído a sua qualidade; e se assim continuar, em pouco tempo teremos um colapso deste recurso. Segundo o IBGE (2010), a população mundial atual está em torno de 6,1 bilhões de pessoas, com uma projeção de crescimento em nível global com taxa de 1,3%, ou seja, de 77 milhões de pessoas a cada ano. Com o aumento da população, as necessidades quanto aos recursos hídricos e de saneamento crescem. No Brasil, os dados mostram uma população de 190.732.694 hab que, comparados com os do censo de 2000, teve um aumento de 20.933.524 pessoas ou 12,3%, sendo que 84% moram na área urbana. 90% das residências têm acesso à água potável, mas somente 52,5% usufruem de esgotamento sanitário, e menos de 10% dos municípios têm tratamento de esgotos, o que traz prejuízos à saúde pública e causa degradação ambiental.

A disponibilidade de água doce *per capita* diminui rapidamente. A ONU tem divulgado que até o ano de 2050, as cidades do mundo terão crescido 50%, principalmente nos países em desenvolvimento, as quais concentrarão 85% da população mundial.

A maneira como são utilizados e gerenciados os recursos hídricos leva o nível de degradação ambiental ao risco de escassez de água, até mesmo onde esta existe em abundância, comprometendo a qualidade de vida das populações e das futuras gerações. Os desafios de garantir os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, com a crescente urbanização trazem a falta de recursos financeiros suficientes para a expansão dos serviços e a ineficiência no uso dos recursos arrecadados pelo setor.

Muitas pesquisas estão sendo realizadas buscando novas tecnologias, com baixo custo, para tratar os esgotos sanitários. Nas regiões tropicais, onde encontra a maioria dos países em desenvolvimento, o tanque séptico convencional é a instalação mais frequentemente utilizada no tratamento primário, que se adapta muito bem ao tratamento por sistemas de alagados construídos com fluxo subsuperficial (SACFS), que apresentam um bom desempenho na remoção de matéria orgânica e de nutrientes devido ao alto tempo de retenção e a uma extensa área de superfície do sedimento, em contato com a água que flui (WATSON, 1989); apresenta baixo custo de implantação e manutenção, além da fácil operação, tornando-se adequado para implantação em pequenos aglomerados urbanos e vilas rurais carentes, sem infraestrutura de saneamento básico (BRASIL *et al*, 2005).

Observa-se que os alagados construídos são como meios naturais de tratamento de esgoto, de resíduos agrícolas e industriais, águas pluviais e, ao mesmo tempo, oferecem o potencial para benefícios múltiplos, entre à possibilidade de integração destes sistemas em locais de lazer, promovendo habitat aos animais, as qualidades estéticas que são superiores

aos sistemas de tratamento convencionais, o efluente tratado pode ser reciclado na irrigação de jardins ou retidos em uma atraente lagoa para atrair vida selvagem e o benefício de se ter informações sobre os processos de alagados.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Sistemas de alagados construídos (*wetlands* construídos)

Os *wetlands* construídos (ou artificiais) compreendem diversas estratégias para a simulação dos ecossistemas naturais utilizando os princípios básicos da modificação da qualidade da água das áreas alagadas naturais (WOLVERTON, 1989; SALATI, 1998 *apud* SALATI, 2003).

São sistemas artificialmente projetados, passivos de depuração, constituídos por lagoas ou canais, podendo ser composto por plantas aquáticas em substratos como areia, solo ou cascalho, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microorganismos presentes nas águas residuárias (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

O uso de sistemas naturais (*wetlands*) nos Estados Unidos data de 1800 e na Europa as fazendas de esgotos tornaram-se relativamente comuns como uma primeira medida para controlar a poluição. Esses sistemas passaram a ser mais utilizados para tratamento de águas residuárias na primeira metade do século XX (METCALF; EDDY, 1991), com múltiplas funções como na produção de alimentos, recarga de aquíferos, irrigação e outros fins.

Os sistemas de alagados construídos (SACs) possuem condições para constituir um sistema de tratamento bastante completo e eficiente (SILVESTRE; PEDRO DE JESUS, 2002). O sucesso já foi comprovado pelo seu histórico, pois os primeiros estudos sobre esses sistemas iniciaram-se na Europa, na década de 1950 e nos Estados Unidos, em 1960 (EPA, 1999), tendo sido registrado um aumento das pesquisas entre 1970 e 1980.

O primeiro experimento com alagados construídos foi projetado em 1952, pelo Instituto Max Planck (“*Max Planck Institute*”), localizado em *Pion*, na Alemanha e somente em 1977 foi construído, em *Othfresen*, um sistema em escala real para o tratamento de águas residuárias urbanas. Posteriormente, essa tecnologia foi aplicada em diversos países como a Austrália, Portugal, Inglaterra, Itália, Bélgica, Dinamarca, França, Hungria, Noruega, Polônia, Suécia, Eslovênia, Suíça, Holanda, Estados Unidos, Canadá, Noruega, Uganda, Irã, Marrocos, Tailândia e República Tcheca (MASI, 2004).

Na década de 1990 houve um aumento no número desses sistemas, ampliando a sua aplicação para o tratamento de outros tipos de águas residuárias, tais como, escoamento superficial, efluentes industriais e águas de drenagem de minas e da agricultura (SAUER; KIMBER, 2001).

Masi (2004) registrou a existência de 5.622 unidades de *wetlands* construídos na Europa, dos quais 72% era de fluxo subsuperficial horizontal (FSH), 18% de fluxo

subsuperficial vertical (FSV), 5,8% de fluxo superficial (FS), 1% híbrido ou misto (FSH e FSV) e 3,0% compostos, mas não especificados pelo autor.

No Brasil, a utilização desses sistemas vem sendo difundida lentamente e estudada por diversas instituições de pesquisa e Universidades Públicas, por meio do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e por projetos de extensão e pesquisa, ampliando o número de espécies e as formas de implantação dos mesmos. Contudo, não existem muitas informações publicadas e o número de unidades implantadas é limitado.

Segundo Silvestre e Pedro de Jesus (2002), a aplicação desta tecnologia no Brasil pode ser aumentada, uma vez que o clima tropical favorece o melhor desempenho dos micro-organismos responsáveis pelo tratamento das águas residuárias, que não é assegurado apenas pela ação dos micro-organismos, mas pelo complexo “*substrato-microorganismo-plantas*”.

Os sistemas de alagados construídos são recomendados para o tratamento de pequenas comunidades que disponham de área suficiente para a sua implantação e podem ser associados aos sistemas individuais convencionais, para a melhoria da qualidade dos efluentes domésticos sempre verificando as características do efluente a ser tratado e a eficiência final desejada para a remoção dos nutrientes e dos contaminantes (CAMPBELL; OGDEN, 1999). Podem ser utilizados como: a) sistemas de tratamento terciário para remoção de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio; b) sistemas integrando o tratamento secundário e terciário que, além da remoção dos nutrientes, também reduzem a DBO e a DQO (SALATI, 2003).

Os alagados construídos são considerados um método de tratamento que utiliza tecnologia simples no qual ocorre ótima ciclagem de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e a diminuição da quantidade de micro-organismos patogênicos presentes nas águas residuárias. Dentre os numerosos mecanismos que causam essa remoção, destacam-se a decantação (efeito peneira, causado pelo biofilme microbiano aderido às raízes e ao substrato), o predatismo e a competição entre outros micro-organismos e eventuais substâncias tóxicas produzidas pelas plantas e liberadas através de suas raízes (BRIX, 1994a).

Segundo GARCIA; MORATÓ; BAYONA, (2005), algumas vantagens em comparação aos sistemas de tratamento de esgotos convencionais mecanizados devem ser destacados: a facilidade de operação que pode ser feita por funcionário com pouca experiência em tratamento de águas residuárias; consumo de energia elétrica que é mínimo ou quase nulo; a baixa produção de resíduos e lodo durante a operação do sistema, que se limitam aos gerados no pré-tratamento ou no tratamento primário; o baixo impacto ambiental sonoro e a boa integração com o meio ambiente natural. Os alagados construídos ajudam na restauração das áreas úmidas, melhorando a vida silvestre, colaboram com a educação ambiental e podem

ser implantados em áreas de lazer. O autor ainda cita que as desvantagens principais em relação aos sistemas de tratamento convencionais são: exigir grandes áreas; a dificuldade de exigências dos parâmetros para a remoção dos contaminantes; pouco ou nenhum controle durante a operação; os alagados de fluxo de subsuperfície são muito susceptíveis a entupimentos do meio filtrante e a possibilidade de gerar maior proporção de gases de efeito estufa (poucos estudos na área).

### **2.1.1 Componentes dos sistemas de alagados construídos**

#### **a) Substrato**

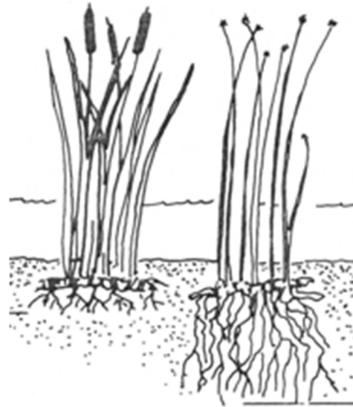
O meio suporte ou substrato usado tem dupla função: a filtração no decorrer do processo de tratamento de águas residuárias e suporte para o desenvolvimento das plantas.

Podem ser usados os resíduos de mineração como areia, silte, cascalho, brita e outros, e resíduos orgânicos. O substrato promove espaços vazios que servem de canais de vazão, facilitando o escoamento do esgoto ou da água poluída, de acordo com sua permeabilidade. Constitui aliado às raízes das macrófitas aquáticas, local ideal para a remoção de nutrientes e para a formação do biofilme microbiano. O substrato deve ser colocado sobre uma proteção impermeável de lona, manta, asfalto ou argila compactada, que evitam a contaminação do solo e a eventual infiltração até o lençol freático. Essas camadas permitem a contenção da água poluída no sistema (MARQUES, 1999; SALATI FILHO; SALATI, 1999).

#### **b) Macrófitas aquáticas**

Podem ser usadas espécies vegetais nativas que se caracterizam por crescer em locais alagados, na maior parte do tempo. Campbell e Ogden (1999) explicam que as espécies de plantas tolerantes à inundação, as hidrófitas, evoluíram adaptando-se às condições e toleram uma série de situações de estresse que resultariam em choque ou destruição da maioria das plantas adaptadas a local seco. Uma das principais adaptações que muitas plantas apresentam nos habitats úmidos são os espaços preenchidos por ar (aerênquima), que permitem que o oxigênio seja transportado das partes superiores da planta até as raízes, ou seja, estas captam nutrientes e outras substâncias da água que alimenta o sistema, incorporam o oxigênio pelas folhas e o transfere aos rizomas e raízes através do aerênquima. GARCIA; MORATÓ; BAYONA (2005) explicam que o oxigênio passa das raízes ao substrato, que pode apresentar-se em condições de anaerobiose por estar submerso, e que a transferência de oxigênio aumenta a degradação aeróbia de compostos orgânicos no local.

Os sistemas de alagados construídos também utilizam as chamadas plantas emergentes, que são basicamente espécies que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento (Figura 1), e capazes de suportar profundidades variando de 6 a 24 cm, tendo o caule e as folhas parcialmente submersas (CAMPBELL; OGDEN, 1999). Contribuem no tratamento dos esgotos, estabilizando o substrato e limitando a canalização do fluxo, resultando em velocidades mais baixas de movimento da água e menor quantidade de materiais em suspensão. Usam o carbono, nutrientes e oligoelementos incorporados no tecido da planta, e transferem os gases da atmosfera para o sedimento. O caule e as raízes dão origem aos locais para a fixação de micro-organismos (biofilme) e, quando morrem, se decompõem e dão origem aos resíduos de vegetação (ARMSTRONG *et al*, 1997).



**Figura 1** – Tipos de sistema radicular: Taboa e Junco (Adaptado de CAMPBELL; OGDEN 1999).

De acordo com Salati (2003), as principais características que as macrófitas devem ter para serem utilizadas em alagados construídos são: a) apresentar vigoroso enraizamento que se estende tanto na lateral como verticalmente; b) quanto maior a profundidade do sistema radicular vertical, melhor será a superfície de contato para as bactérias e para a introdução de oxigênio em uma zona de raiz de forma anaeróbia; c) as plantas devem ser capazes de ter um enraizamento rápido; d) deve se dar preferência às plantas que estão disponíveis na região em que será implantado o projeto.

Existem três principais plantas aquáticas emergentes que tem a maior aplicação em alagados construídos, devido ao seu crescimento vigoroso, hábitos de enraizamento e pela sua disponibilidade generalizada: a *Typha angustifolia* L. ou *Typha latifolia* (taboa), a *Scirpus lacustris* L. e a *Phragmites australis* (caniço) (SALATI, 2003). O junco (*Juncus* spp e *junco ingens*), *Schoenoplectus validus*, bunho (*Carex* spp), *Eleocharis* spp e lírios-do-charco ou

lírio-dos-pantanos (*Iris pseudocorus* L.), papiro, papirus, papiro gigante, (*Cyperus papyrus*) também são espécies de *habitat* úmido.

A taboa (*Typha angustifolia* L ou *Typha latifolia*) é encontrada em todo o mundo e em diferentes formas em toda a América (Figura 2). São plantas vigorosas, capazes de prosperar sob condições ambientais diversas, e são fáceis de se propagar. Os rizomas podem ser coletados e plantados e produzem plantas já em fase de crescimento. Como mencionado anteriormente, as espécies de taboa não são susceptíveis de estender as raízes a uma profundidade superior a 1,0 metro e não são tão eficientes como o junco, na oxigenação de uma camada com mais cascalho (CAMPBELL; OGDEN, 1999).



**Figura 2** –Espécie de planta emergente *Typha* spp. ou taboa (WIKIPÉDIA, 2010).

O chamado falso junco (*Scirpus lacustris* L) cresce em diversificadas áreas com água, e várias espécies são encontradas na maior parte dos Estados Unidos, em pântanos e em águas rasas de lagos ou lagoa (Figura 3). Embora não seja tão vigorosa ou generalizada como a taboa, o falso junco é muito eficiente na remoção de nitrogênio e tolera uma ampla faixa de pH. As espécies de *Scirpus* spp. possuem raízes capazes de penetrar até a profundidade de 2,5 a 3,0 metros ou mais e são, portanto, extremamente útil na oxigenação da parte mais profunda da camada de cascalho, nos alagados de fluxo de subsuperfície (CAMPBELL; OGDEN, 1999).



**Figura 3** – Espécie de planta emergente *Scirpus* spp. ou falso junco (WIKIPÉDIA, 2010).

Caniço d'água (*Phragmites australis*) são altas gramíneas anuais, com extensas raízes rizomatosas perenes que, normalmente, penetram a uma profundidade de 0,46 m (Figura 4). Sua altura varia de 06 a 12 m com flores de espiguetas. São plantas atraentes, muito luxuriantes na aparência e apresentam uma boa altura. Foram extensivamente utilizadas na Europa, no método da zona raiz de tratamento de águas residuárias e são muito eficazes na transferência de oxigênio, em virtude da profundidade da penetração de suas raízes (CAMPBELL; OGDEN, 1999).



**Figura 4** – Espécie de planta emergente *Phragmites australis* ou caniço d'água (WIKIMÉDIA, 2010).

### **c) Micro-organismos**

Os micro-organismos presentes nos alagados construídos como as algas, fungos, protozoários e bactérias são os principais responsáveis pela degradação dos poluentes, nas zonas de raízes, decompõem a matéria orgânica, ativam os processos biogeoquímicos e atuam sobre outros micro-organismos presentes nas águas residuárias. O metabolismo de microalgas de fungos existentes no meio suporte e certos grupos de protozoários desempenham um papel ativo na depuração das águas residuárias (SAUER; KIMBER, 2001)

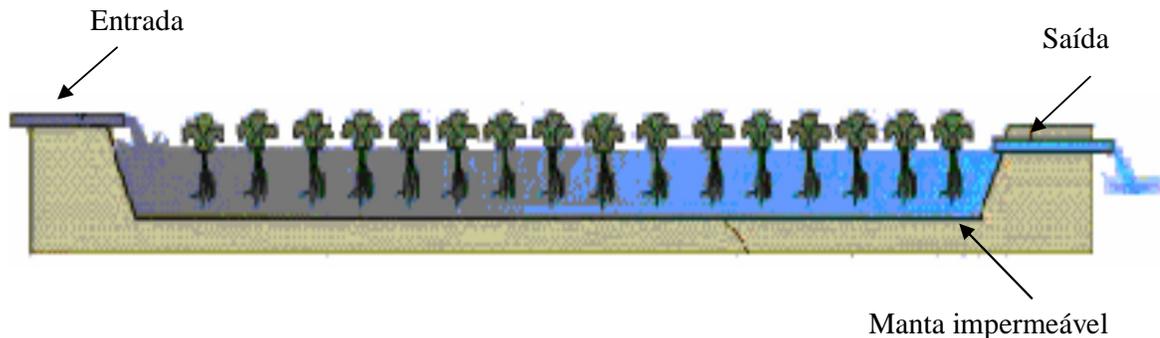
As bactérias aeróbias e anaeróbias são os micro-organismos mais abundantes em sistemas de alagados e acredita-se serem as responsáveis pela maior parte do tratamento das águas residuárias (NSFC, 1998). Desenvolvem-se na rizosfera, raízes e substrato. Como já mencionado, o filme biológico é composto por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros micro-organismos que degradam a matéria orgânica, tornando os nutrientes disponíveis para as macrófitas (MARQUES, 1999).

### 2.1.2 Tipos de sistemas de alagados construídos (constructed wetlands)

Vymazal (2008) classificou-os em três tipos fundamentais: plantas flutuantes, submersas e emergentes.

Os sistemas de alagados construídos com plantas flutuantes são projetados em canais relativamente rasos (SALATI 2003). As espécies enraizadas, com folhas flutuantes na superfície da água, como *Nymphaea*, *Nuphar*, *Potamogeton* e *Hydricotyle* ou livres (*Lemna*), também conhecidas como lentilhas d'água, *Eichhornia* e *Spirodela*, possuem um rápido e intenso desenvolvimento. Uma das espécies mais utilizadas no mundo para o tratamento de esgotos e despoluição de rios é a *Eichornia crassipes*, conhecida como jacinto d'água, que recebe diversos nomes populares no Brasil como: aguapé, baroneza, mururé, pavoa, orelha-de-jegue, lírio d'água, rainha do lago, uapé e uapê. A macrófita jacinto d'água pode ser utilizada para tratamento de esgoto bruto, ou efluente primário ou secundário (Dias *et al.*, 2000).

Um desenho esquemático do sistema de alagados construídos com macrófitas flutuantes é mostrado na Figura 5.

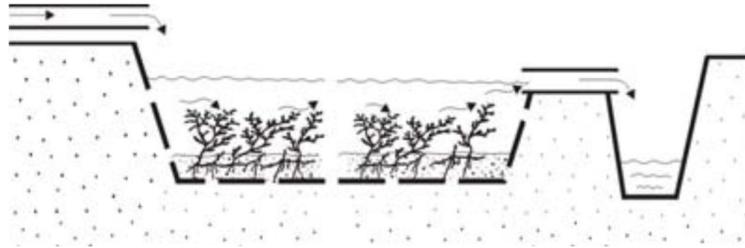


**Figura 5.** Sistemas *wetlands* construídos com plantas aquáticas flutuantes livres (IEA, 2004).

Nos sistemas de alagados construídos com plantas submersas, estas são enraizadas, crescendo totalmente debaixo d'água e podendo se prender a pecíolos e caules de outras macrófitas; ou serem livres, permanecendo flutuando debaixo d'água (Figura 6). As macrófitas submersas são plantas cujos tecidos fotossintéticos se encontram completamente imersos (Dias *et al.*, 2000).

Salati (2003) relata que observou o sistema de alagados construídos com macrófitas fixas submersas e estas ficam totalmente submersas e, quando expostas ao sol, geralmente seus tecidos fotossinteticamente ativos são destruídos. As espécies mais utilizadas são *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna* e a *Egéria densa* (egéria). Espécies como *Elodea canadensis* (elodea), *Elodea nutalli*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba*

*caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum*, *Paramogeton* spp também são utilizadas (SOARES; FERREIRA, 2001). O principal uso potencial das macrófitas submersas é o polimento dos efluentes, após o tratamento secundário que, com o aumento de oxigênio na água pelo processo fotossintético durante o período diurno, promove altas taxas de oxigenação, estabelecendo condições favoráveis para a mineralização da matéria orgânica.



**Figura 6.** Esquema de sistemas *wetlands* com macrófitas submersas (VYMAZAL, 2008).

Os sistemas de alagados construídos com solos filtrantes são constituídos por camadas superpostas de brita, pedrisco e solo cultivado com arroz. Salati (2003) observou que as atividades depuradoras destes solos ocorrem como filtro mecânico (depende da estrutura granulométrica do solo e da sua composição), como filtro físico-químico (pela retenção de cátions e ânions do solo) e como filtro biológico (ação dos micro-organismos do solo que decompõem a matéria orgânica e mantém a permeabilidade através do sistema radicular). O sistema de solo filtrante funciona dependendo das características do efluente a ser tratado.

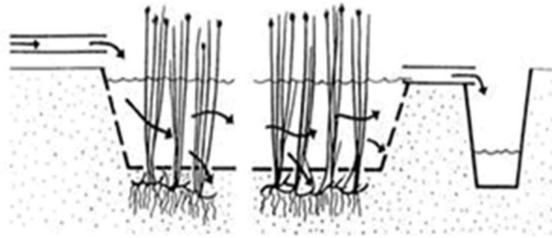
Nos Estados Unidos, estudos mostraram que a utilização simultânea de múltiplas espécies de plantas, em sistemas *wetlands* construídos é capaz de remover micro-organismos patogênicos como *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, melhorando a qualidade da água (KARPISCAK *et al.*, 1999).

Existem três projetos básicos para a utilização desta técnica com plantas aquáticas emergentes, tendo a finalidade de tratamento da água: a) sistema com fluxo superficial; b) sistema com fluxo subsuperficial horizontal; c) sistema subsuperficial com fluxo vertical (SALATI, 2003).

#### **a) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo superficial**

O sistema de alagados construídos de fluxo superficial (SACFS) é utilizado na Holanda há mais de 30 anos. Segundo Salatti (2003), consiste na construção de um canal longo, com 3,0 a 5,0 metros de largura e 100 metros de comprimento. No solo podem ser cultivadas plantas das espécies *Phragmites*, *Typha* ou *Scirpus*. Uma lâmina de água variável, podendo ser de 10 a 40 cm, é mantida sobre a superfície do solo. A água a ser tratada fica

exposta diretamente à atmosfera e escorre pela superfície do solo cultivado. O tratamento da água ocorre pela ação dos micro-organismos fixados na parte submersa do caule das plantas e na superfície do solo (Figura 7). São mais comumente encontrados nos Estados Unidos do que na Europa, embora venham sendo utilizados na Holanda desde a década de 1970.

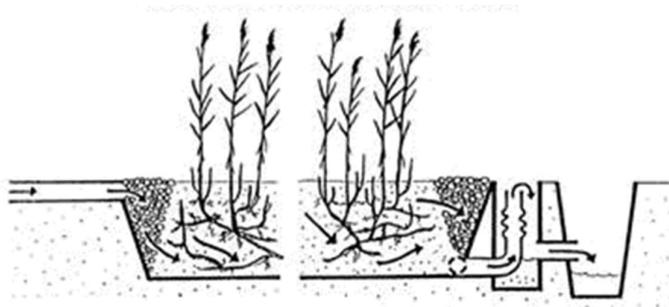


**Figura 7** – Esquema de alagado construído de fluxo superficial (GARCIA; MORATÓ; BAYONA 2005).

As quantidades de matéria orgânica e de sólidos suspensos removidas são muito elevadas, devido à alta eficiência hidráulica (baixa velocidade de fluxo e alto tempo de residência hidráulico) e às boas condições de sedimentação (RAN; AGAMI; ORON, 2004).

#### **b) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo subsuperficial horizontal**

Nos sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal (SACFSH), a circulação da água é subterrânea, através de um médio granular, com profundidade em torno de 0,6 metros e em contato com os rizomas e raízes das macrófitas (Figura 8).



**Figura 8** – Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

Assim, os alagados de fluxo subsuperficial formam parte dos sistemas naturais de depuração (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005). Em geral são construídos canais estreitos e longos, cujas dimensões dependem do projeto, em particular. São cultivadas macrófitas emergentes e a água a ser tratada é mantida com fluxo horizontal, sobre substratos com pedras de diâmetros variáveis, porém da ordem de 0,50 cm. Salatti (2003) explica que as

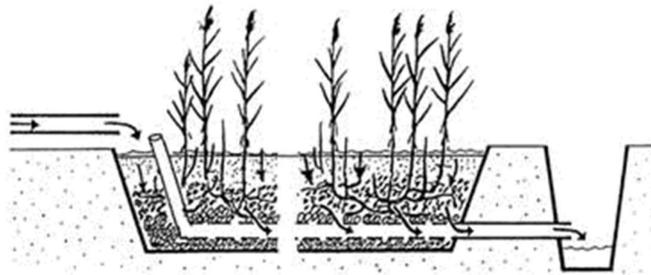
plantas têm duas funções importantes no processo: de fornecer o oxigênio para os micro-organismos na rizosfera e de aumentar e estabilizar a condutividade hidráulica. O total de nutrientes retirados e armazenados nos tecidos das plantas é pequeno, quando comparado com o total que existe na água afluente ao sistema.

As experiências obtidas com este tipo de sistema demonstram boa eficiência na remoção de sólidos suspensos e DBO. Dependendo do projeto e das condições da água a ser purificada, observa-se também boa remoção de nitrogênio e fósforo.

Os problemas observados são quanto ao fluxo superficial que pode se formar e, em alguns casos, causar a obstrução do sistema, diminuindo a condutividade hidráulica.

### c) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo subsuperficial vertical

Nos sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial vertical (SACFSV), a água a ser tratada deve ter um fluxo vertical sobre uma camada de solos sobre brita, no qual são cultivadas as plantas emergentes (Figura 9). Segundo Salati (2003), o desenho do projeto pode ser variado, mas predominam os sistemas de canais longos, com pouca profundidade. GARCIA; MORATÓ; BAYONA, (2005) explicam que os sistemas de fluxo vertical têm funcionamento intermitente, ou seja, têm fases de enchimento, de reação e de descarga. A intermitência e a inundabilidade permanente conferem propriedades muito diferentes aos sistemas verticais e horizontais, respectivamente.



**Figura 9** – Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial vertical (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

O sentido do fluxo pode ser ascendente ou descendente. O sentido descendente é mais recomendado, uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais efetivo, pois nessas camadas existem as raízes, que absorvem os nutrientes provindos da degradação biológica do esgoto, sendo que os micro-organismos rizosféricos têm grande participação no tratamento (MEIRA, 2004). Pode ser utilizado quando

se requer maior condutividade hidráulica e maior oxigenação no sistema radicular (BRIX; SCHIERUP, 1990).

A tecnologia deste sistema indica boa remoção de sólidos suspensos, DBO, amônia e fósforo. Uma alternância de funcionamento ou recirculação, permitindo assim uma drenagem total, aumenta a oxigenação da rizosfera e do substrato, o que aumenta a eficiência de remoção (HILL; SAWHNEY, 1981 apud SALATI, 2003).

No Tabela 1 mostra um resumo das características e eficiências de remoção de poluentes de alguns sistemas alagados construídos e experimentados no Brasil.

**Tabela 1.** Resumo de experimentos realizados no Brasil, com respeito à remoção de poluentes de alguns sistemas alagados construídos.

Referência Bibliográfica e tipo de efluente	Meio suporte - Fluxo	Vegetação	Variáveis e eficiências de remoção
Meira (2004), Rio urbano poluído.	Brita	Taboa ( <i>Typha sp</i> )	DBO (83,3%); P total (87%); N-amon (100%); colif. termotolerantes (99,97%).
	Brita e Areia - FH	Taboa ( <i>Typha sp</i> )	P total (87%); N-amon (97%); DBO (95%); e turb (97%), C.E. (102%); alcal (75%); bicarb (124%); Na (248%); dur (96%); Ca (132%), Mg (120%) e Cl (233%).
Mazzola (2003), efluente secundário de esgoto doméstico.	Brita e Areia - FH	Arroz	Colif. termotolerantes (99,86%).
	Brita - FV	Taboa ( <i>Typha sp</i> )  <i>Eleocharis sp</i>	SST (60%); N-amon (15%); DQO (80%); P (30%); NO <sub>3</sub> (8,06%). P (11,42%); NO <sub>3</sub> (11,11%); N-amon (10%)

#### d) Capacidade operacional e manutenção dos alagados construídos

A capacidade operacional do sistema de alagados construídos deve ser caracterizada pela simplicidade de manutenção e operação. As estruturas de entrada e saída da água de alimentação podem ser trincheiras de pedras, para facilitar a distribuição do afluente por todo o leito, diminuindo o impacto da correnteza sobre o biofilme e garantindo a máxima assimilação de poluentes. Para a drenagem das trincheiras, recomenda-se o uso de tubos de PVC, que também controlam o nível de água no sistema (MARQUES, 1999).

Conforme Campbell e Ogden (1999), os alagados naturais são um dos principais ecossistemas do planeta para a reciclagem dos elementos essenciais à vida, o carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e fósforo, bem como dos micronutrientes metálicos. Faz a remoção dos compostos orgânicos, como SS, que são tipicamente medidos pela DBO e de sólidos suspensos totais (SST) que são removidos pela atividade biológica ou pela sedimentação.

Como reconhecemos que os alagados agem como filtros, não é difícil imaginar que há limites para a quantidade de material orgânico e inorgânico que neles pode ser removido. O material orgânico não desaparece; é convertido em material vegetal e devolvido à atmosfera, ou depositado no fundo dos alagados. Nos processos biológicos pode ocorrer o retorno do carbono para a atmosfera na forma de metano e dióxido de carbono ou o armazenamento de grandes quantidades de biomassa (CAMPBELL; OGDEN 1999).

A capacidade hidráulica dos alagados construídos pode ser definida como um potencial do processo em um determinado volume de água em determinado tempo. O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o tempo médio esperado na qual uma molécula de água irá fluir de uma extremidade do alagado para o outro. No tratamento de águas residuárias, a área da estação de tratamento e a profundidade da coluna de água geralmente são controladas com estruturas hidráulicas que garantam que o fluxo do efluente seja uniformemente distribuído ao longo de todo o alagado construído. Assim, o TDH pode ser calculado com alguma precisão e este cálculo é importante na definição dos resultados do tratamento (CAMPBELL; OGDEN 1999). Desta forma, os princípios do projeto são baseados na capacidade hidráulica, no tempo de detenção, nas taxas de carregamento, na temperatura da água e na densidade de plantas. Centenas de espécies de bactérias e outros micro-organismos também estão envolvidos, bem como as plantas e os animais superiores (MITSCH; GOSELINK, 1992 *apud* CAMPBELL; OGDEN 1999).

A inspeção visual nos SACs, deve acompanhar os fluxos, ou seja, se estes são iguais ou se surgem problemas, pois a diferença nos fluxos será perceptível. As ervas daninhas no subsolo dos alagados pode ser controlada com as inundações próprias da estação ou pela capina manual da camada de cascalho. Algumas ervas daninhas vão competir mais agressivamente com as plantas dos alagados e isso não é necessariamente ruim, do ponto de vista do tratamento, mas é visualmente desagradável. As estruturas envolvidas devem ser inspecionadas visualmente para verificação de possíveis vazamentos e através da análise dos níveis abaixo do cascalho ou da superfície da água (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

Segundo ALVAREZ E BÈCARES (2007), a vegetação dos alagados naturais ou pântanos cresce e aparece durante toda a estação da primavera e no verão, mas no outono começa a decair e a degradar durante o resto do ano, registrando um aporte extra de matéria orgânica no sistema, além do que é recebido com a chegada do afluente. Por esta razão, a colheita das plantas nos alagados construídos ainda é uma prática operacional em discussão. Esta colheita, em termos de funcionamento do processo, depende de muitos fatores como: tipo de clima, de espécies e as características do efluente.

### **2.1.3 Qualidade do efluente dos sistemas de alagados construídos no tratamento dos esgotos domésticos**

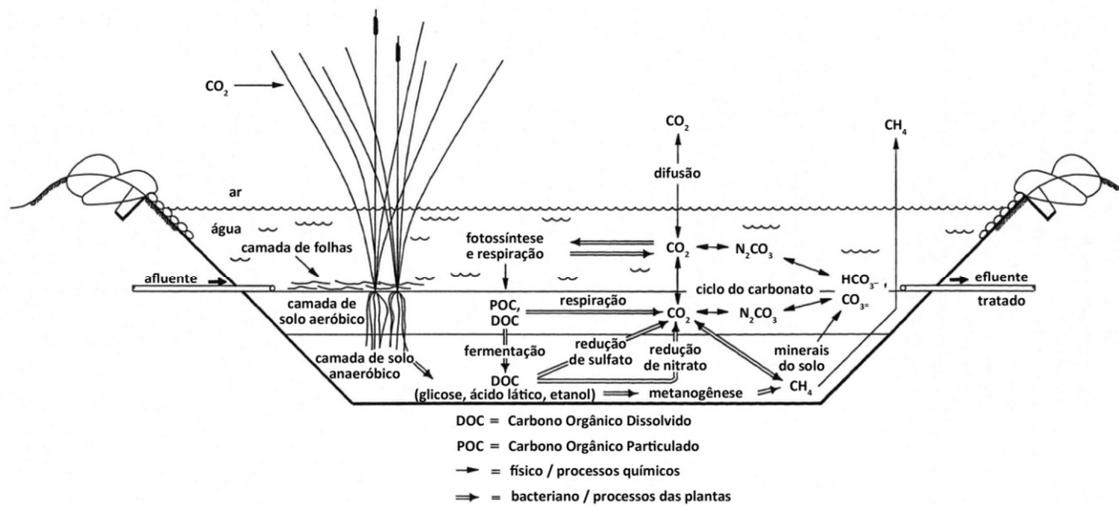
Como mostrado anteriormente, os sistemas de alagados artificiais têm sido usados em diversos países para os tratamentos secundário e terciário de águas residuárias (SALATI FILHO; SALATI, 1999). Nestes níveis de tratamento dos esgotos, os alagados construídos têm promovido efluentes finais de boa qualidade, tornando possível o seu lançamento em corpos d'água naturais ou a sua reutilização para fins não considerados nobres como, por exemplo, na irrigação restrita.

De acordo com Campbell e Ogden (1999), os alagados construídos podem ser projetados para remover os compostos solúveis e sólidos orgânicos (DBO), sólidos totais (ST), nitrogênio (N), fósforo (P), metais, hidrocarbonetos e compostos orgânicos prioritários, bem como bactérias patogênicas e vírus. O controle da eliminação de micro-organismos, através dos sistemas de tratamento, é feito usando-se micro-organismos indicadores de contaminação fecal, dentre eles os coliformes fecais.

A remoção ou utilização de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo pelo ecossistema dos alagados, como já foi explicado, é um processo biológico que depende da temperatura, embora possam ser também removidos por processo químico.

#### **a) Processo de transformação do carbono nos alagados construídos**

Como mostra a Figura 10, os processos de reciclagem do carbono fazem parte do ciclo natural, que é elemento essencial da ecologia dos alagados. Este processo de reciclagem depende da temperatura, pois a velocidade da atividade microbiana pode até dobrar, quando a temperatura se eleva. A maior parte do carbono permanece nos alagados na forma altamente reduzida de carbonos de cadeia longa que compõem materiais como as turfas. A retenção do carbono nos alagados é parte significativa do ciclo geológico do carbono (CAMPBELL; OGDEN 1999).



**Figura 10** – Ciclo do carbono no alagado construído (adaptado de CAMPBELL; OGDEN 1999).

## b) Processo de remoção de nitrogênio nos alagados construídos

As principais transformações que ocorrem com os compostos nitrogenados são: assimilação, amonificação, fixação, nitrificação e desnitrificação (SOUZA *et al.* 2000). O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras são formas nitrogenadas reduzidas e as duas últimas, oxidadas.

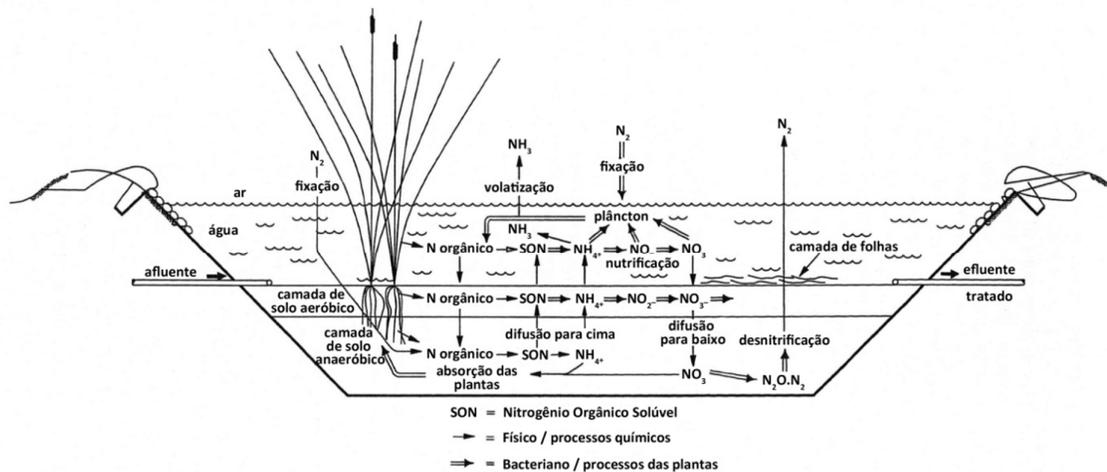
Nos esgotos domésticos que chegam às estações de tratamento as fontes de nitrogênio são orgânicas e amoniacais e, quando existem, as concentrações de nitrato são mínimas. O nitrogênio amoniacal pode apresentar-se na forma livre ( $N-NH_3$ ) e ionizada ( $N-NH_4^+$ ) e a predominância de uma forma ou outra depende do pH. O aumento do pH e da temperatura contribui para a elevação da fração não ionizada ( $N-NH_3$ ) ou livre e para a redução da fração ionizada ( $N-NH_4^+$ ). Segundo von Sperling (1996), em valores de pH: próximo de 8,0, praticamente todo o N amoniacal encontra-se na forma ionizada ( $N-NH_4^+$ ); próximo a 9,5, o N amoniacal é representado por, aproximadamente, 50% de  $N-NH_3$  e 50% de  $N-NH_4^+$ ; quando o pH é maior que 11, praticamente todo o nitrogênio está na forma de  $N-NH_3$ .

O nitrogênio orgânico representa o menor percentual do nitrogênio total dos esgotos e pode ser mineralizado após a sua disposição no solo, por meio de hidrólise enzimática

produzida pela atividade microbiana e outros processos de degradação da matéria orgânica (MATOS; LEMOS; BARROS, 2004).

O ciclo do nitrogênio se processa por meio de um balanço entre as suas entradas e as saídas. As várias formas de N são continuamente envolvidas em transformações bioquímicas de compostos orgânicos e inorgânicos e retorno a elas. Alguns dos processos de transformação requerem energia tipicamente derivada de fonte de carbono, e outros liberam energia que é usada pelos micro-organismos para a sua sobrevivência e crescimento. As mudanças químicas são, em grande parte, controladas pela produção de enzimas e catalisadores produzidos pelos micro-organismos vivos (VYMAZAL, 2008).

No ciclo do nitrogênio demonstrado na Figura 11, a fixação biológica do N atmosférico ocorre pela ação dos plâncton, ou seja, do fitoplâncton (cianobactérias heterocistadas) e bactérias de vida livre, e pelas bactérias associadas geralmente às raízes e colmos das plantas superiores (MOTA, 1997), pelas bactérias simbióticas (*Rhizobium*), em nódulos das raízes de leguminosas e certamente de outras plantas (HAVELKA, *et al.*, 1982; STEVERSON, 1982 *apud* CAMPBELL; OGDEN, 1999).



**Figura 11-** Ciclo do nitrogênio no alagado construído (adaptado de CAMPBELL; OGDEN 1999).

A remoção do N total em alagados construídos com meios suportes tradicionais varia entre 40 e 50%, com remoção de carga na faixa de 250 a 630g/m<sup>2</sup>/ano, dependendo do tipo de alagado e da carga afluyente. A principal razão para uma pobre remoção de nitrogênio é a incompleta nitrificação, devido à limitada disponibilidade de oxigênio no meio filtrante (VYMAZAL *et al.*, 2006).

O processo de nitrificação é a conversão dos compostos de nitrogênio na forma de nitrato e o processo de desnitrificação é a conversão microbiológica do nitrato em nitrogênio gasoso que é liberado para a atmosfera, resultando na remoção eficaz de nitrogênio dos esgotos (GREEN; FRIEDLER; SAFRAI, 1998). As limitações também são sazonais, pois os alagados com plantas necessitam de mais nitrogênio e fósforo na estação de crescimento. Essa absorção de nutrientes é enganosa porque o nitrogênio e o fósforo são apenas temporariamente removidos.

O processo responsável pela remoção pode diferir em magnitude entre os sistemas. Os alagados construídos de simples estágio não alcançam alta remoção de N total devido à sua inabilidade em fornecer simultaneamente condições aeróbias e anaeróbias. Elevadas remoções podem ser alcançadas em sistemas híbridos, nos quais as unidades de fluxo vertical promovem a nitrificação das águas residuárias e as de fluxo horizontal, a desnitrificação, que é considerado o maior processo de remoção de nitrogênio em muitos tipos de alagados construídos (VYMAZAL, 2008).

A volatilização também pode ser um processo significativo de remoção de N em sistemas alagados construídos com aplicação superficial, nos quais as algas podem produzir altos valores de pH durante o dia, por meio da atividade de fotossíntese, e assim fornecer condições para a volatilização da amônia.

A remoção por absorção do N pela planta é mais efetiva em sistemas de plantas flutuantes, enquanto nos sistemas de plantas emergentes o potencial de remoção de N é muito pequeno, especialmente quando é projetado para o tratamento de esgotos domésticos. O processo de adsorção de nitrogênio é limitado em alagados construídos de fluxo subsuperficial, onde o contato entre o esgoto e o substrato é pequeno. Isso porque os substratos geralmente usados não fornecem grande quantidade de sítios de adsorção. Os solos argilosos, que são efetivos para a adsorção, geralmente não são usados nos atuais sistemas alagados construídos (VYMAZAL, 2008).

A presença do oxigênio dissolvido (OD) é essencial ao processo de nitrificação, que demanda concentrações acima de 1mg/L. Se os níveis de OD estiverem abaixo deste valor, a nitrificação pode diminuir ou cessar. São necessários aproximadamente 4,3 mg de O<sub>2</sub> para oxidar 1mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e 8,64 mg de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> por mg de N amoniacal oxidado (METCALF; EDDY, 1991).

A desnitrificação é realizada por bactérias anaeróbias facultativas autotróficas e heterotróficas, que utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono e energia. Nos esgotos sanitários, os principais responsáveis por este processo são os organismos heterotróficos dos

gêneros *Achromobacter*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium* e *Lactobacillus*. Em ambiente anóxico, onde o oxigênio disponível não está presente, as bactérias desnitrificantes utilizam o oxigênio de fontes como nitrato, nitrito e fosfato ou até mesmo do sulfato e produzem  $N_2$  (ALVARENGA, 2005).

A desnitrificação é altamente dependente de componentes orgânicos, como os resíduos de plantas ou estrume, que geralmente contribuem para o aumento do processo de desnitrificação (MELLIN, 2005). Os fatores ambientais que influenciam a desnitrificação são: ausência de  $O_2$ , potencial redox, umidade do solo, temperatura, pH, presença de bactérias desnitrificantes, tipo de solo, teor de matéria orgânica e concentração de  $N-NO_3^-$  (VYMAZAL *et al.*, 2006)

A faixa de pH ótimo para a desnitrificação encontra-se entre 6,5 e 9,0, variando para diferentes autores: Para pH de 7,0 a 9,0; Metcalf e Eddy (1991) de 7,0 a 8,0 e para van Haandel e Marais (1999) de 7,0 a 7,5. Vymazal (2008) afirma que em valores de pH menores do que 6,0 e maior do que 8,5 ocorre grande redução de atividade de desnitrificação; em pH 5,0 a desnitrificação torna-se lenta e abaixo de 4,0 deixa de existir.

As temperaturas ótimas para a desnitrificação variam entre 25°C e 65°C. Em valores menores ou maiores desta faixa, há um declínio na taxa de desnitrificação (HAMMER; KNIGHT, 1994). Mudanças de temperatura podem inibir o processo, uma vez que os microorganismos desnitrificantes são sensíveis a estas oscilações (METCALF; EDDY, 1991).

Pela legislação federal em vigor, o nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. Segundo a CETESB (2010), a amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, como visto anteriormente, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO de segundo estágio. Por estes motivos, a concentração de  $NH_3$  é considerada como um importante parâmetro de classificação das águas naturais, sendo normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas.

### c) Oxigênio dissolvido nos alagados construídos

O oxigênio dissolvido (OD) é fundamental para a sobrevivência dos organismos aeróbios. Durante o processo de biodegradação e consumo da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução

acentuada da sua concentração no meio. Os ambientes pobres em oxigênio e ricos em matéria orgânica são propensos à proliferação de micro-organismos anaeróbios (COSTA *et al.*, 2003) e, normalmente, nos esgotos brutos e primários, os teores de OD são nulos ou próximos a zero.

O suplemento de oxigênio se dá principalmente por transporte de massa e difusão (PLATZER, 1998). No interior dos leitos filtrantes a concentração de OD na água residuária é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividades biológicas e tipo de meio suporte (MELO JR, 2003). Segundo este autor alguns pesquisadores observaram que quantidades consideráveis de oxigênio podem ser liberadas pelo sistema radicular na rizosfera, e as medidas mais reais podem ser obtidas em soluções com alta demanda de oxigênio.

Este mesmo autor cita que, segundo Kadlec e Knight (1996), é provável que a maior parte da transferência de oxigênio a partir da atmosfera para a coluna d'água e no leito ocorra por aeração através da interface, uma vez que o transporte de oxigênio para a rizosfera não parece exceder significativamente os requeridos na respiração da planta, sendo insuficiente para satisfazer as demandas dos micro-organismos heterotróficos.

Diante de todos os tópicos abordados este trabalho se justifica, pois o saneamento nas pequenas comunidades rurais fica sempre para segundo plano da administração pública municipal em relação ao investimento em saneamento. O Distrito de Tibiriçá, que pertence ao município de Bauru, teve os olhos do DAE voltados para o problema do tratamento dos esgotos, em consequência da ocorrência há doze anos atrás, da contaminação do poço de abastecimento da cidade por nitrato, ocasionado pelas inúmeras fossas negras implantadas até a década de 1980.

Com a implantação do sistema de tratamento de esgoto, onde o projeto através do convênio DAE X UNESP, contemplou uma alternativa pouco utilizada ainda no Brasil, mas com baixo custo de implantação e operação, grande eficiência na remoção da matéria orgânica e nutrientes, com o grande benefício ao meio ambiente, as análises quantitativas dos parâmetros físico-químicos como monitoramento das etapas do processo avaliará a qualidade do efluente final para lançamento em corpo receptor pertencente à bacia do Rio Batalha classificado como Classe 2.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Este trabalho teve como objetivo geral fazer uma análise quantitativa e qualitativa em uma estação de tratamento de esgoto localizada no Distrito de Tibiriçá, município de Bauru SP, composta por processo com filtro anaeróbio de fluxo ascendente seguido de sistema de alagados construídos de fluxo subsuperficial com três tipos de plantas diferentes.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Analisar quantitativamente a remoção da matéria orgânica na forma de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) no sistema de alagados construídos nas duas fases de operação;
- Analisar quantitativamente a remoção dos nitrogênios no sistema de alagados construídos operando como sistema terciário, nas duas fases;
- Avaliar a qualidade na eficiência do processo de tratamento de esgoto.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

A estação de tratamento de esgoto Tibiriçá, sob a responsabilidade do Departamento de Água e Esgoto de Bauru (DAE), está localizada a cerca de 20 km de distância da cidade de Bauru, no Distrito de Tibiriçá, com acesso pela Rodovia Marechal Rondon, sentido Bauru - Lins, na altura do km 360, entrada à esquerda na vicinal BRU – 15, coordenadas 7.539.968,615 m (N) e 683.424,746 m (E) (Figura 12).

De acordo com o IBGE (2010) sua população é de 1.004 hab e conta com 100% de população atendida por água potável, através de poço profundo, de rede coletora e de tratamento de esgoto. A população se concentra na área urbana, mas a agricultura é o maior meio de subsistência do local (DAE, 2010).

A maior parte do distrito encontra-se na bacia do Rio Batalha, sendo que o corpo receptor dos despejos do efluente tratado é o córrego Barra Grande de Baixo, classificado como manancial Classe 2, de acordo com o Decreto Estadual 10.755/1997 e CONAMA 357/2005.

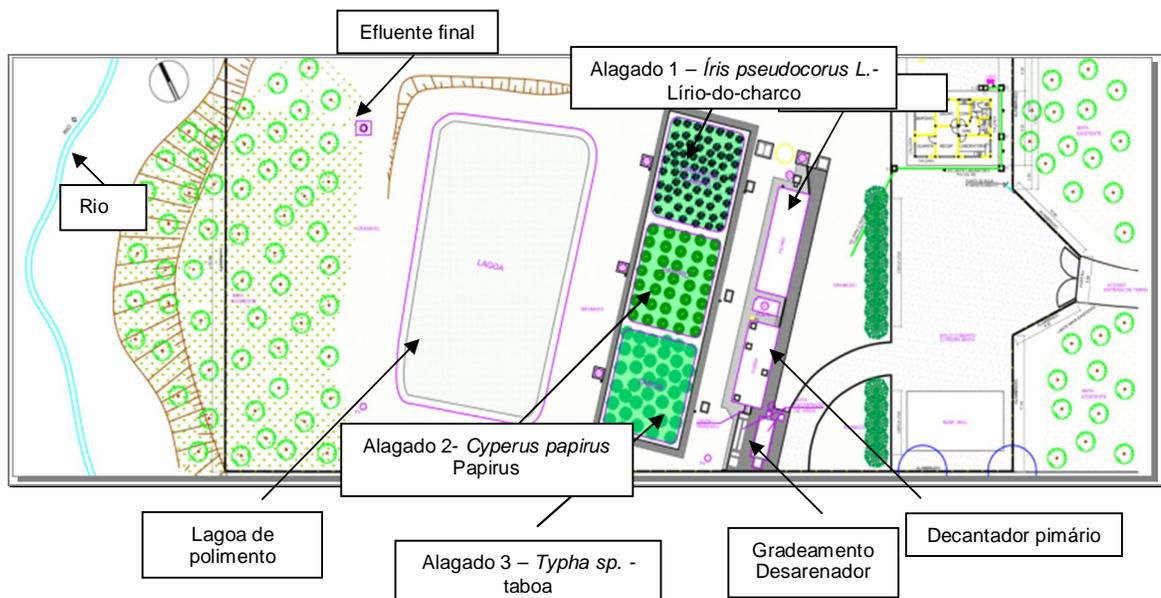


**Figura 12.** Localização do Distrito de Tibiriçá, município de Bauru - SP e da ETE de Tibiriçá (Foto Google Earth, 2011).

#### 4.2 Descrição do sistema de tratamento de esgoto implantado no Distrito de Tibiriçá

Em 2008, o sistema da antiga ETE foi reformado pelo DAE, seguindo projeto elaborado em convênio com a Faculdade de Engenharia Civil da UNESP, aproveitando todas as unidades existentes e acrescentando mais uma etapa na sua operação. O processo adotado consiste em: gradeamento, caixa de desarenação, calha Parshall, decantador primário, filtro anaeróbico de fluxo ascendente e alagados construídos.

A Figura 13 mostra o *lay-out* do processo de tratamento de esgoto, após a reformulação do sistema.



**Figura 13.** *Lay-out* do processo de tratamento de esgoto da ETE de Tibiriçá (DAE 2010).

No período de agosto de 2010 a dezembro de 2010, considerou-se o consumo médio por economia, ou consumo *per* economia (CPE), utilizando o cálculo dos dados do banco de registros de consumos medidos pelo DAE para estimar a vazão da ETE. Como o Distrito apresenta 350 economias, cujo consumo médio mensal foi de 10.090 m<sup>3</sup>/mês em 2010, resultando na média de 23,06 m<sup>3</sup>/ec/mês, isto é, uma média de 153,75 L/hab.dia<sup>-1</sup>, sendo a vazão média diária foi de 3,80 L/s (13,68 m<sup>3</sup>/h) ou 336,33 m<sup>3</sup>/dia.

No período de fevereiro a maio de 2011 foram feitas as medições de vazões na Calha Parshall, em quatro horários, demonstradas as vazões médias na Tabela 2.

**Tabela 2.** Vazão média diária da ETE Tibiriçá em 18 horas (L/s).

<b>Horário (hs)</b>	<b>Vazão Média (L/s)</b>
06:00	3,7
13:00	9,3
18:00	7,3
00:00	5,1
<b>Média Total</b>	<b>6,4</b>

A medição da vazão na Calha Parshall foi feita no período das 6:00 hs às 24:00 hs, ou seja, período de dezoito horas, onde a vazão média neste foi de 6,4 L/s. Considerou-se a vazão das 24:00 às 06:00 hs próximas de zero, pois neste período não foi possível fazer a medição. Com os valores do período de 18 horas, calculou-se a vazão para as 24 horas, onde a média resultante foi de 4,8 L/s ( $17,28 \text{ m}^3/\text{h}$ ) ou  $193,26 \text{ L}/\text{hab}.\text{dia}^{-1}$ .

Foram observados situações para o aumento da vazão como a chegada de efluente não doméstico na estação, por batelada, entre o período das 6:00 às 18:00 hs, não havendo um controle desta vazão, pois as medições foram pontuais. Outro fator possivelmente relacionado com as mudanças de atividades do local demonstra que a vazão, em vários horários do dia e da noite, está bem acima dos valores de projeto.

O sistema de tratamento do esgoto composto dos processos primário e secundário entrou em operação no dia 28/04/2009 e cada etapa do tratamento está descrita abaixo.

#### **4.2.1 Tratamento Preliminar**

O tratamento preliminar consiste de uma unidade de gradeamento, de desarenação e de medição de vazão (Calha Parshall).

##### **a) Gradeamento**

O esgoto chega à unidade de gradeamento por gravidade. É composto por grades de barras paralelas, onde ocorre a remoção do material flutuante e em suspensão contido nos esgotos, evitando-se desta forma o entupimento de válvulas, registros, tubulações, e a obstrução dos vertedores, tubos difusores e bombas de recalque.

##### **b) Desarenação**

A caixa de desarenação ou caixa de areia (Figura 14) é do tipo gravitacional, onde ocorre a separação das partículas sólidas sedimentáveis do esgoto, com dimensões superiores

a 0,15mm, evitando-se o acúmulo destes materiais nas tubulações e câmaras, e principalmente prevenindo a compactação do lodo por estas partículas sólidas de maior densidade no decantador primário.



**Figura 14.** Foto da caixa de desarenação do esgoto da ETE Tibiriçá.

#### **c) Calha Parshall**

A calha Parshall é pré-moldada, em fibra de vidro, e tem uma garganta que corresponde à dimensão padrão  $W = 3''$  (0,076m). Funciona como a unidade de controle de velocidades, tanto no canal de gradeamento, quanto no canal de desarenação, e ainda é utilizada para a medição dos esgotos afluentes à estação de tratamento (Figura 15).



**Figura 15.** Foto da Calha Parshall da ETE Tibiriçá.

#### **d) Decantador primário**

O esgoto bruto depois de gradeado e desarenado segue através de uma tubulação para o decantador primário, onde ocorrerá a sedimentação dos sólidos, ficando o lodo primário na parte de baixo. Este deverá ser removido periodicamente e o sobrenadante seguirá para o filtro anaeróbio.

Em razão da vazão medida no sistema estar acima da estimada, o tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado no decantador primário era de 14,26 hs e o TDH real foi de 9,25

hs, prejudicando o processo de tratamento, pois muitos sólidos não ficam retidos no decantador pelo aumento da velocidade hidráulica.

#### **4.2.2 Tratamento secundário**

##### **a) Filtro anaeróbio de fluxo ascendente**

No filtro anaeróbio fez-se o projeto de modificação da laje de fundo, troca das tubulações internas e do enchimento de brita nº4 por proteps de poliestireno expandido (EPS) no formato geométrico côncavo para se ter uma operação do reator como manta de lodo (Figura 16 ).



**Figura 16.** Vista do filtro anaeróbio de fluxo ascendente com o meio suporte em EPS com forma geométrica côncava, antes e durante a operação.

Observa-se que em razão do aumento da vazão no sistema, o TDH é menor no filtro anaeróbio e carga orgânica é maior, sobrecarregando o sistema de tratamento.

#### **4.2.3 Tratamento terciário**

##### **a) Alagados construídos**

A primeira lagoa de polimento foi transformada em três leitos de alagados construídos em paralelo, prevendo uma operação em duas fases: a primeira com fluxo subsuperficial horizontal (SACSH) e a segunda com fluxo subsuperficial vertical e recirculação (SACSV).

A profundidade de cada unidade é de 1,0 m (80 cm de profundidade mais 20 cm de borda) e os leitos foram revestidos com geomembrana de PEAD, devidamente dimensionadas, de forma a não permitir a contaminação do lençol por infiltração. Foram instaladas tubulações drenantes em PVC de 100 mm no fundo de cada alagado, a uma distância de 15 cm do fundo (Figura 17).



**Figura 17.** Leitões dos alagados construídos da ETE Tibiriçá.

As tubulações de sucção da recirculação do esgoto eram em PVC, com diâmetro de 100 mm. A tubulação de recalque do esgoto foi instalada na superfície do alagado, com diâmetros de 50, 75 e 100 mm. O meio suporte utilizado nos leitões foi de uma camada inferior de 15 cm de brita nº 2, seguida por outra camada de 55 cm de pedrisco (brita zero) e, finalizando, uma camada de 10 cm de areia grossa (Figura 18).



**Figura 18.** Vista dos alagados construídos com as tubulações drenantes superficiais e cultivo com macrófitas emergentes.

Os alagados construídos foram dimensionados para receber uma vazão média diária e com tempo de detenção hidráulico (TDH) aplicado, ficando submetido às variações intrínsecas ao regime de produção de esgoto imposto pelas atividades do local.

A alimentação do sistema foi efetuada continuamente, sem bombeamento, operando na primeira fase, como alagados subsuperficial de fluxo horizontal. O efluente proveniente do filtro anaeróbio passa por uma caixa com capacidade de 7.000 litros (Figura 19).



**Figura 19.** Foto da caixa de passagem do efluente do filtro anaeróbio para os alagados construídos.

Na segunda fase da operação do sistema, o efluente na caixa de passagem, foi encaminhado para os alagados através de bomba submersa, e um sistema automatizado com três eletroválvulas que são acionadas intercaladamente para cada alagado, onde o efluente percolado da parte inferior foi recirculado à parte superior, completando assim ciclos de percolação, operando como alagados de fluxo subsuperficial vertical (Figura 20).



**Figura 20.** Foto da caixa com as eletroválvulas programadas para enviar o efluente intercaladamente aos alagados construídos.

A espécie vegetal plantada no alagado 1 foi *Iris pseudocorus* L., conhecida também por lírio-do-charco ou lírio-dos-pantanos (Figura 21); no alagado 2 foi utilizada a espécie *Cyperus papyrus*, conhecida também por papiro, papiro ou papiro gigante, (Figura 22) e no alagado 3 a espécie *Typha latifolia* ou taboa (Figura 23).



**Figura 21.** Espécie *Iris pseudocorus* L. ou lírio-do-charco (alagado 1).



**Figura 22.** *Cyperus papyrus* ou papiro (alagado 2)



**Figura 23.** *Typha latifolia* ou taboa (alagado 3).

Na saída de cada alagado construiu-se caixas com dois níveis de drenos para a saída do efluente na parte inferior e nível médio que teve o lançamento constante do efluente tratado (Figura 24).

Os efluentes dos três alagados foram direcionados à lagoa de polimento, para dar continuidade ao tratamento, a qual sempre esteve em operação, desde o início das obras (Figura 25).



**Figura 24.** Caixa com drenos em dois níveis.



**Figura 25.** Lagoa de polimento.

O efluente da lagoa de polimento vai para a caixa de saída da ETE, sendo lançado a 500 metros abaixo da estação (Figura 26).



**Figura 26.** Caixa de efluente final da ETE Tibiricá.

#### **4.3 Metodologia de amostragem e análises**

Nos dados analisados nesta pesquisa foram obtidos os resultados do monitoramento das etapas em operação da ETE Tibiricá executados pelo laboratório de Águas Residuárias, do convênio DAE e Faculdade de Engenharia Civil - UNESP Bauru, no período de agosto a novembro de 2010 e de maio a junho de 2011.

As coletas foram semanais todas às quartas-feiras no mesmo horário da manhã, sendo realizados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal ( $N-NH_3$ ), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), nitrogênio nitrato ( $N-NO_3^-$ ), nitrogênio nitrito ( $N-NO_2^-$ ).

As metodologias das análises foram realizadas de acordo com APHA (2005), e as variáveis, metodologia e equipamentos utilizados estão relacionados na Tabela 3.

Foram monitorados o esgoto bruto, o afluente e os efluentes do filtro anaeróbio e dos sistemas de alagados construídos e o efluente final. Os resultados considerados e analisados na Fase 1 do sistema de alagados construídos subsuperficial de fluxo horizontal ocorreu no período de 18/08 a 10/11/2010. Em 11/05/2011 o sistema de alagados construídos subsuperficial entrou em operação com fluxo vertical (Fase 2), onde os resultados analisados ocorreram até o dia 29/06/2011.

**Tabela 3.** Variáveis e métodos utilizados nas análises laboratoriais (DAE, 2010).

<b>Variáveis</b>	<b>Método</b>	<b>Equipamento</b>
pH	Eletrodo seletivo	pHmetro <i>ORION</i> 210 A (campo) pHmetro Thermo <i>ORION</i> 310
Temperatura	Potenciométrico	Vários
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup>	Respirométrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DBO TRACK Incubadora Fanem 347
DQO	Digestão / Colorimétrico	Reator para digestão de DQO <i>HACH</i> e espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
OD	Eletrodo seletivo	Oxímetro YSI 95/10FT
Nitrogênio amoniacal	Eletrodo Seletivo	Aparelho Thermo mod. <i>ORION</i> 720 A+ (eletrodo seletivo para amônia)
NTK	Digestão / Colorimétrico	chapa aquecedora QUIMIS e espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
NO <sub>3</sub> -N	Colorimétrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
NO <sub>2</sub> -N	Colorimétrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de pH, temperatura e oxigênio dissolvido encontrados no período analisados, na Fase 1 e 2 de operação estão na Tabela 4.

**Tabela 4.** Valores de temperatura e pH; concentração média ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) de oxigênio dissolvido do esgoto bruto, do efluente do filtro anaeróbio, dos sistemas alagados construídos na fase 1 e 2 e do efluente final, no período de agosto a novembro/2010 e maio a junho/2011.

Parâmetro	Esgoto bruto	Filtro Anaeróbio		Efluente dos Alagados Construídos						Efluente Final
		Alagado 1 (Lírio Charco)		Alagado 2 (Papyrus)		Alagado 3 (Taboa)				
		1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase			
Temperatura	23,4	26,9	24,5	25,6	24,4	25,5	24,6	24,8	24,9	26,0
pH	6,60	6,41	6,09	6,60	6,13	6,59	6,18	6,58	6,13	6,49
OD	1,24	1,89	1,14	2,65	1,55	2,88	2,20	2,95	2,05	3,46

### a) Temperatura

A temperatura se manteve na média dos  $24^{\circ}\text{C}$ , o que propicia a eficiência do tratamento de esgoto biológico. Segundo Hammer; Knight (1994) as temperaturas ótimas para que ocorra a desnitrificação variam entre  $25^{\circ}\text{C}$  e  $65^{\circ}\text{C}$ .

### b) pH.

No período de 18/08 a 10/11/2010 (Fase1), observa-se que o pH se manteve na faixa entre 6,41 a 6,60, próximo ou pouco ácido, mas próximo da neutralidade, em todas as etapas do processo (Tabela 4). No dia 08/06 o pH do esgoto bruto se manteve na média de 6,75, mas ocorre uma queda no pH a partir do decantador para 5,97 até os sistemas de alagados. No efluente final o pH foi igual a 6,49. Segundo Metcalf e Eddy (1991) o pH ótimo para a desnitrificação encontra-se entre 6,5 e 9,0.

A Lei Estadual, nos padrões de emissão, exige que o pH permaneça entre 5,0 e 9,0 para efluentes que poderão ser lançados direta ou indiretamente nos corpos de água.

### c) Oxigênio dissolvido.

As concentrações médias de OD encontradas no período de agosto a novembro/2010 foram: no esgoto bruto 1,24 mg/L mostrando elevado teor de compostos orgânicos; 1,38 mg/L

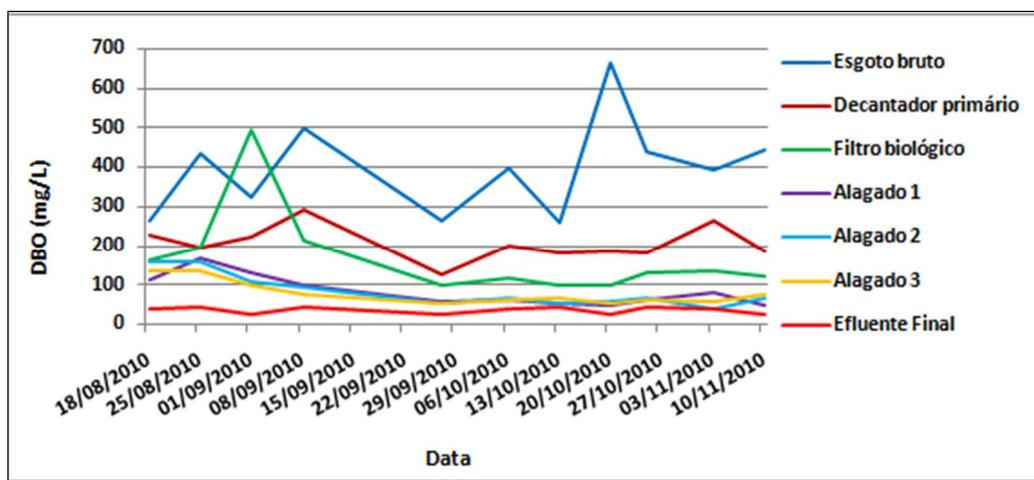
no decantador primário, 1,89 mg/L no efluente do filtro anaeróbio (valor que favorece a nitrificação em conjunto com o pH e a temperatura); 2,65 mg/L no alagado (1), com lírio-do-charco; 2,88 mg/L no alagado (2), com papirus e 2,95 mg/L no alagado (3), com taboa, na Fase 1 da operação. O efluente final mostrou uma média de 3,46 mg/L de OD.

Na Fase 2 da operação o filtro anaeróbio manteve a concentração média de OD em 1,14 mg/L. No alagado 1, o OD permanece na faixa média de 1,55 mg/L, no alagado 2 obteve-se a média de 2,20 mg/L OD e no alagado 3 teve a concentração média de 2,05 mg/L OD. No efluente final foi encontrada a concentração de OD, em todo o período analisado, entre 2,04 mg/L a 4,34 mg/L, média de 3,46 mg/L OD (Tabela 4).

#### d) Matéria Orgânica

##### d1) Demanda bioquímica de oxigênio

No dia 20/10 (Fase 1) ocorreu a entrada do esgoto bruto, com muitos sólidos em suspensão, demonstrando o valor de 666 mg/L DBO e após esta ocorrência retorna à média de 400 mg/L (Figura 27).



**Figura 27.** Resultados de DBO<sub>5,20</sub> dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1 (mg/L).

A DBO do efluente do filtro anaeróbio se manteve na média de 172 mg/L e no dia 01/09 teve um pico de 494 mg/L. Os SACs se mantiveram numa faixa média de 50 mg/L demonstrando que no início da operação a remoção de matéria orgânica esteve em 50% de eficiência (Tabela 5). Estes resultados obtidos para DBO podem ser atribuídos aos processos de filtração e adsorção, aos processos biológicos que ocorrem com o meio suporte e biofilme no início da operação do sistema.

**Tabela 5.** Concentração média (mg/L) de DBO e DQO do esgoto bruto, dos efluentes do filtro anaeróbio e alagados construídos na primeira e segunda fase da operação do sistema e eficiência de remoção (%).

		Resultados (mg. L <sup>-1</sup> )									
Parâmetro	Filtro Anaeróbio	Efluente dos Alagados Construídos								Efluente Final	
		Alagado 1 (Lírio Charco)		Alagado 2 (Papyrus)		Alagado 3 (Taboa)		1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase		
		1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase				
DBO	172 17%	106 23%	82 52%	64 40%	81 53%	60 44%	79 54%	59 45%	36 55%	39 9%	
DQO	245 58%	175 75%	90 85%	96 86%	59 90%	101 86%	70 88%	96 86%	69 22%	78 10	

Na Fase 2 de operação os três SACs mantiveram uma média de remoção da DBO. No alagado 1 foram de 64 mg/L, no 2 a média foi de 60 mg/L, mesmo quando o sistema foi parado para manutenção em 08/06 e no alagado 3 foram de 59 mg/L. Considerando uma eficiência de remoção de 40, 44 e 45%.

Observa-se que a remoção da matéria orgânica ocorre em concentrações médias semelhantes nos três tipos de macrófitas utilizadas. Observa-se que pontualmente, em algumas fases como no período de crescimento das plantas, a taboa e o lírio do charco atingem maior remoção da matéria orgânica.

As concentrações médias de DBO do efluente final, neste período, se manteve com 39 mg/L, atendendo as exigência do Decreto Estadual 8468/76 e CONAMA 430/2010 que exige no máximo de 60 mg/L para padrões de lançamento de efluentes e na Fase 1 com 36 mg/L também atendendo a legislação.

#### **d2) Demanda química de oxigênio**

Quanto aos valores de DQO, foi registrada a concentração média 640 mg/L, no esgoto bruto e de 78 mg/L no efluente final, mantendo uma relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> de quase 2:1, o que favorece o sistema. Teoricamente, segundo a CETESB (2010), os valores muito elevados desta relação indicam grandes possibilidades de insucesso, uma vez que a fração

biodegradável torna-se pequena, tendo-se ainda o tratamento biológico prejudicado pelo efeito tóxico sobre os micro-organismos exercido pela fração não biodegradável.

Os resultados de eficiência de remoção de DQO foram superiores aos 57% obtidos por Valentim (2003), que tratou efluente de tanque séptico em SAC cultivado com *Typha sp.*, com tempo de retenção hidráulica de 2 dias e semelhantes aos obtidos por Brasil *et al* (2005) sob o TDH de 1,9 dias. O efluente final teve a concentração média de 69 mg/L com a eficiência de 22%.

Na Fase 2 da operação, teve uma concentração média no filtro anaeróbio para 175 mg/L com uma baixa eficiência de 23%. Nos SACs a DQO se manteve na média de 96 mg/L com o lírio-do-charco, 101 mg/L com papiro e 96 mg/L com a taboa. A eficiência de remoção foi de 86% nos três sistemas (Tabela 5). Os resultados obtidos na remoção de DQO foram abaixo dos encontrados por Souza *et al.* (2000), de 79 a 84% de remoção e Brasil *et al.* (2005), de 87 a 90% de remoção em SACs com *Typha sp.*

## **e) Nitrogênios**

### **e1) Nitrogênio amoniacal**

A concentração média de nitrogênio amoniacal encontrada no esgoto bruto foi de 30,16 mg/L considerando todo o período de análise neste trabalho. O processo de amonificação ocorre pela transformação da matéria orgânica nitrogenada dissolvida ou particulada, com produção de amônia, mediada por organismos heterótrofos (conversão do N-orgânico a N-amoniacal), normalmente ocorre no filtro anaeróbio, onde as concentrações de N-NH<sub>3</sub> são maiores.

Desta forma, no início da operação houve uma redução do N amoniacal de 30,16 mg/L do esgoto bruto para 28,76 mg/L no filtro anaeróbio (Tabela 6).

Observa-se aumento das concentrações de N-NH<sub>3</sub> no filtro anaeróbio após 15 dias da operação em torno de 15% e manteve-se nesta faixa até o final deste trabalho.

Na Fase 1, nos alagados com fluxo horizontal, com lírios-do-charco, as concentrações do nitrogênio amoniacal foi de 27,63 mg/L ou 4% de remoção. O alagado com papiro, o N-NH<sub>3</sub> de 26,66 mg/L (7%) e no alagado com taboa de 28,89 mg/L (0%). A remoção observada nesta fase mostra que se deve apenas ao processo assimilatório das bactérias presentes no biofilme do substrato na incorporação de N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> na estrutura fisiológica celular bacteriana e pelas macrófitas presentes no sistema (Tabela 6).

**Tabela 6.** Concentração média (mg/L) das formas nitrogenadas presentes nos efluentes do filtro anaeróbio e alagados construídos na primeira e segunda fase da operação do sistema e eficiência de remoção (%).

Resultados (mg.L <sup>-1</sup> )										
Parâmetro	Filtro Anaeróbio		Efluente dos Alagados Construídos						Efluente Final	
			Alagado 1 (Lírio Charco)		Alagado 2 (Papiro)		Alagado 3 (Taboa)			
	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase	1 <sup>a</sup> fase	2 <sup>a</sup> fase
Nitrogênio amoniacal	28,76 0%	24,97 0%	27,63 4%	25,70 0%	26,66 7%	24,43 2%	28,89 0%	22,67 9%	28,13 0%	22,91 6%
Nitrogênio total	42,36 2%	21,56 26%	36,24 13%	25,61 0%	35,45 16%	25,67 0%	45,43 0%	26,02 0%	33,87 14%	25,49 1%
Nitrogênio nitrato	3,3 10%	4,4 11%	2,3 29%	3,2 26%	2,1 35%	1,4 68%	2,3 28%	2,9 33%	2,3 0%	3,1 0%
Nitrogênio nitrito	0,004 0%	0,006 13%	0,003 32%	0,005 13%	0,002 51%	0,006 2%	0,003 23%	0,006 0%	0,005 0%	0,005 14%

Na Fase 2 de operação com fluxo vertical observa-se que as concentrações de N-NH<sub>3</sub> nos SACs não ocorreram. A concentração de N-NH<sub>3</sub> no alagado com lírio-do-charco foi de 25,70 mg/L (0%), no alagado com papiro de 24,43 mg/L (2%) e no alagado com taboa de 22,67 mg/L (9%).

O efluente final na Fase 1 teve concentrações de 28,13 mg/L (0%) e na Fase 2 de 22,91 mg/L (6%). Segundo a Resolução do CONAMA 397/2008 os valores máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal é de 20 mg/L N para os padrões de lançamentos de efluentes.

### e2) Nitrogênio nitrito

Inicialmente, a concentração média de nitrogênio nitrito no esgoto bruto foi de 0,009 mg/L N. Observa-se que ocorre uma pequena remoção do N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, no filtro anaeróbio com concentração de 0,004 mg/L (Tabelas 4).

Nos alagados construídos obteve-se uma média de concentração de 0,003 mg/L (32%) com o lírio-do-charco, 0,002 mg/L (51%) no leito de papiro e de 0,003 mg/L (23%) no leito com taboa, durante este período analisado. O efluente final manteve-se com concentração média de 0,005 mg/L.

No período da Fase 2 de operação, observa-se que as concentrações médias de  $\text{N-NO}_2^-$  no filtro anaeróbio foi de 0,006 mg/L ou 13% de eficiência de remoção. Os SACs apresentaram valores de 0,005 mg/L no alagado 1 (13%), 0,006 mg/L, no alagado 2 e 3 com concentração de 0,006 mg/L (0%). O efluente final apresenta concentrações de 0,005 mg/L de  $\text{N-NO}_2^-$ , na Fase 1 e 2 de operação respectivamente, evidenciando uma remoção de 14%.

### **e3) Nitrogênio nitrato**

Em relação ao nitrogênio nitrato, constata-se que o esgoto bruto apresenta concentração média de 6,9 mg/L N. O efluente produzido no filtro anaeróbio apresenta concentrações médias de  $\text{N-NO}_3^-$  de 3,3, mg/L, ou seja, eficiência de remoção de 10%. Nos alagados construídos observa-se uma média de remoção de 29% no alagado 1 com 2,3 mg/L, 35% no alagado 2 com 2,1 mg/L e 28% no alagado 3 com 2,3 mg/L.

Os SACs, na Fase 2 de operação apresentaram concentrações médias de 3,2, 1,4 e 2,9 mg/L  $\text{N-NO}_3^-$  atingindo uma eficiência de 26, 68 e 33%. Observa-se que o leito com papiros obteve resultados de remoção bem superiores aos outros leitos. As concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  refletiram o processo de nitrificação. Quando as concentrações de amônia nos SACs diminuíram, as concentrações de nitrato aumentaram (Tabela 6), indicando o processo da conversão da amônia a nitrato. Nesta Fase 2 da operação os SACs passaram por processo de poda, o que acelera a absorção do nitrogênio. O efluente final se manteve na faixa de 2,3 e 3,1 mg/L.

### **e4) Nitrogênio total Kjeldhal**

Para as concentrações de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) verifica-se uma concentração média de 46,22 mg/L no esgoto bruto. No filtro anaeróbio a concentração foi de 42,36 mg/L e a eficiência de nesta primeira fase foi de 2%, na Fase 2 foi de 21,56 mg/L e 26% de remoção. Nos SACs, durante a primeira fase de operação, no alagado 1 ocorre a remoção 13% (36,24 mg/L), no alagado 2 de 16% (35,45 mg/L) e no alagado 3 de apenas 0% (45,43 mg/L) (Tabela 6).

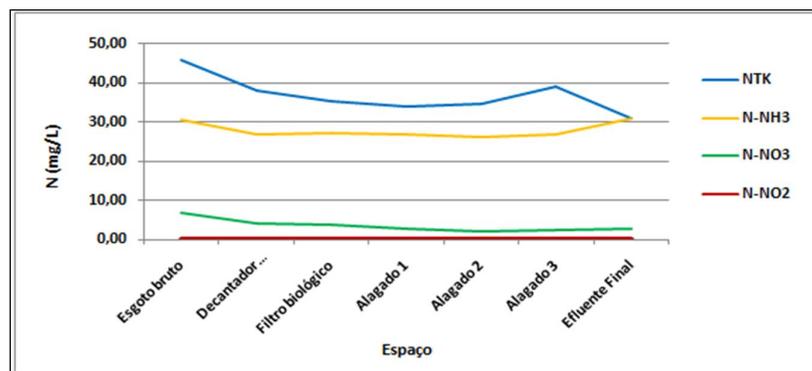
Verifica-se na Fase 2 da operação dos SACs que as concentrações de nitrogênio total estiveram na média de 25 a 26 mg/L, não ocorrendo remoção de N, sendo estes resultados muito inferiores aos resultados obtidos por Brasil *et al* (2005) de 24% em pesquisa com alagados com leito de *Typha sp.* O efluente final teve a concentração média de 33,87 mg/L e 25,49 mg/L NTK.

A principal razão para uma pobre remoção de N é a incompleta nitrificação, devido à limitada disponibilidade de oxigênio no meio filtrante (VYMAZAL *et al.*, 2006).

A eficiência de remoção de NTK em tratamento biológico, segundo Metcalf e Eddy (1991) depende dos processos de transformação atuantes, onde a nitrificação pode remover de 90 a 95% do nitrato e a assimilação dos micro-organismos de 40 a 70% de N amoniacal, assim demonstra através dos resultados obtidos que o processo de nitrificação não está ocorrendo. Os fatores que afetaram a eficiência do sistema, primeiramente decorrem do pouco período de funcionamento dos SACs com fluxo horizontal que foi de 82 dias, ficando 150 dias parado por problemas operacionais. No segundo momento, os SACs retornaram operando com fluxo vertical, em maio/2011, por um período de 48 dias, provavelmente não sendo um período suficiente para retomar a eficiência do sistema.

#### e5) Balanço de nitrogênio

No gráfico da Figura 28 que mostra o balanço de nitrogênio demonstra que o nitrogênio amoniacal, que compõe 60% da fração de nitrogênio fica na faixa de 25 a 30 mg/L. O nitrito e o nitrato que ocorrem em pequenas quantidades e representam menos de 1% do nitrogênio total, as concentrações do nitrito em média 0,005 mg/L e do nitrato na faixa de 2,8 a 6,0 mg/L e o NTK na faixa de 30 a 45 mg/L. Com o predomínio do nitrogênio amoniacal e nitrato sugere-se que ocorre em condições redutoras. Como não foi possível medir os valores de Eh (potencial redox, que o laboratório do DAE não possui o eletrodo específico), assim fica difícil confirmar se as condições apresentadas no meio eram aeróbias, anóxicas ou anaeróbias. Mas, nota-se pelas reações que estão ocorrendo nas fases anaeróbias e aeróbias no leito dos alagados construídos.



**Figuras 28.** Resultados do balanço de nitrogênio na ETE Tibiriçá (mg/L).

**f) Eficiência da estação de tratamento de esgoto.**

Analisando a Tabela 7 quanto à eficiência de remoção do sistema de tratamento completo, verifica-se que houve uma remoção na média de 88 a 91%, em relação aos parâmetros de DBO e DQO.

**Tabela 7.** Concentração média (mg/L) de DBO, DQO e N Total no esgoto bruto e efluente final e eficiência de remoção média (%) obtidas durante a operação do sistema.

Parâmetro	Resultados (mg.L <sup>-1</sup> )					
	Esgoto bruto	Efluente Final		Esgoto bruto	Efluente Final	
	1ª fase			2ª fase		
	Concentração (mg/L)		Remoção (%)	Concentração (mg/L)		Remoção (%)
DBO	399	36	91	370	39	89
DQO	585	69	88	696	78	89
Nitrogênio total	56,52	33,87	40	35,92	25,49	29

A concentração média de DBO no sistema foi de 399 mg/L na Fase 1 e 370 mg/L na fase 2. A DQO acompanha os valores na relação 2:1, com concentrações de 585 mg/L e 696 mg/L. Houve a redução de DBO no efluente final para 36 mg/L na Fase 1 e de 39 mg/L na Fase 2.

Deve-se considerar que durante todo o período analisado observam-se picos elevadíssimos de matéria orgânica, em razão de efluente não doméstico, possivelmente proveniente de suinocultura e remoção ocorreu satisfatória nas etapas do processo.

## 6 CONCLUSÕES

Os resultados analisados da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) demonstraram que os efluentes dos três sistemas de alagados construídos com fluxo horizontal, na Fase 1 removeram satisfatoriamente, ou seja, a concentração média de 172 mg/L DBO do afluente, para a concentração média de 80 mg/L do efluente final. Na Fase 2 da operação, com fluxo vertical, houve uma diminuição na eficiência de remoção, com concentração média afluente de 106 mg/L para 60 mg/L no efluente final. Como se observa que nos três tipos de macrófitas a remoção ocorre em concentrações semelhantes, pode-se utilizar no processo de tratamento de esgoto, a espécie que for mais fácil na região.

Através dos resultados obtidos constata-se que as concentrações de nutrientes permaneceram elevadas ou não ocorre à remoção nas etapas do processo de tratamento. Em razão disso, os sistemas de alagados construídos (SACs) não estão funcionando como tratamento terciário, e sim como tratamento secundário, complementando o tratamento do filtro anaeróbio, pelo baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), ocasionado pela alta vazão afluente que chega à estação e, pela dificuldade de maior oxigenação do efluente, pela pouca aspersão nos SACs.

A eficiência do processo de tratamento de esgoto atende às exigências da legislação para lançamento de efluentes, onde permite até 60 mg/L ou 80% de remoção, e obteve-se a concentração média de DBO de 36 mg/L na Fase 1 e de 39 mg/L na Fase 2, ou 91 e 89% de remoção, respectivamente. Nos SACs, deve-se melhor observar, se não está ocorrendo à retenção da matéria orgânica no substrato utilizado, ao invés da degradação.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, R.A.F. **Remoção de nutrientes (N e P) de esgotos domésticos pela incorporação em macrófitas emergentes em sistema filtro plantado com macrófitas – Wetlands**. Relatório Final CNPq/PIBIC-BIP, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005, 19p.

ALVAREZ, J.A.; BÈCARES, E. **El papel de La vegetación en humedales construídos para El tratamiento de águas residuales**. Universidad de León. León, Espanha. 2007. Disponível em: <<http://www.unizar.es/fnca/duero/docu/c01.pdf>>. Acesso em: 02/11/2010.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, 2005. 520p.

ARMSTRONG, H. **Wastewater irrigation base saturation and exchange acidity effects on microbial biomass C and N and N-mineralization, nitrification and respiration rates**. Semester in Environmental Science, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, Massachusetts, 1997. Disponível em: <<http://courses.mbl.edu/SES/data/project/1997/armstrong.pdf>>. Acesso em: 26 mar. 2006.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 357, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2006.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 397, 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=563>>. Acesso em: 12 jun. 2006.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 430, 13 de maio de 2011. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 12 jun. 2006.

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**, Campina Grande, v.9, Suplemento, p. 133-137, 2005. Disponível em: <<http://www.agriambi.com.br>> . Acesso em: 20 out. 2008.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.29, n. 4, p. 71-78, 1994 (a).

CAMPBELL, C.S.; OGDEN, M. **Constructed wetlands in the sustainable landscape**. Canadá: Jhon Wiley & Sons, Inc. 1999.270p.

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 colílagos e bacteriófagos.** v.3, n.1, 1º Sem. 2003.

DAE. **Departamento de Água e Esgoto de Bauru.** Divisão de Planejamento. Bauru, SP, 2010.

DIAS, V.N.; INÁCIO, M.; PACHECO, P.; LOPES, J. CORREIA, P.; SOUTINHO, E. Fito-ETARS: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. In: ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO, 9º. Loures, Portugal. **Anais...**Loures, 2000. p.587-607.

EPA. Constructed wetlands treatment of Municipal wastewaters. **United States Environmental Protection Agency**, 625/R/010, Cincinnati, Ohio, U.S.A, 1999, 165p.

GARCÍA, J.; MORATÓ, J.; BAYONA, J.M. Depuración con sistemas naturales: humedales construídos. 2005. Disponível em: <[http://www.google.com.br/search?hl=pt-BR&q=DEPURACI%C3%93N+CON+SISTEMAS+NATURALES+%3A+HUMEDALES+CONSTRUIDOS&btnG=Pesquisar&aq=f&aqi=&aql=&oq=&gs\\_rfai=>](http://www.google.com.br/search?hl=pt-BR&q=DEPURACI%C3%93N+CON+SISTEMAS+NATURALES+%3A+HUMEDALES+CONSTRUIDOS&btnG=Pesquisar&aq=f&aqi=&aql=&oq=&gs_rfai=>)> .Acesso em: 20 ago.2006.

GREEN M.; FRIEDLER, E.; SAFRAI, I. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump. **Wat. Res.** v.32, n.12, p. 3513-3520, 1998.

IBGE. Censo Demográfico de 2010. In: População do Brasil é de 190.732.694 pessoas. Sala de imprensa. 29/11/2010. Brasília: **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/censo2010/>> . Acesso em: 05 dez. 2010.

IEA, **Instituto de Ecologia Aplicada.** “Wetland”. 2004. Disponível em: <<http://www.wetland.com.br>> . Acesso em: 18 ag. 2008.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands.** USA: LEWIS PUBLISHES, 1996. 893p.

KARPISCAK, M.M.; WASS, R.D.; FREITAS, R.J.; HOPF S.B. **Constructed wetlands in Southern Arizona.** Arid Lands Newsletter, n. 45, 1999. Disponível em: <<http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln45/wetlands.html>>. Acesso em: 16 out. 2008.

MARQUES, D.M. **Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial.** In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p.409 - 435.

MASI, F. **Constructed wetland for wastewater treatment.** 2004. Disponível em: <[http://www.igidra.it/cw/fitodep/fitodepu\\_eng.htm](http://www.igidra.it/cw/fitodep/fitodepu_eng.htm)> . Acesso em: 18 ag. 2008.

MATOS, A.T., LEMOS, A.F.; BARROS, F.M. **Mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial.** Engenharia na Agricultura, v.12, n.1, p.57-65, 2004.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; VALENTIM, M.A.A. Leito cultivado (“constructed wetlands”) de fluxo vertical por batelada no tratamento de efluentes de reator anaeróbio

compartimentado. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22º, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville, Santa Catarina, Brasil, 2003.

MEIRA, C.M.B. **Utilização de Terras Úmidas no Tratamento de Águas Superficiais Poluídas: Influência do Tipo de Leito e de Macrófita**. 2004. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, João Pessoa, 2004.

MELLIN, A.K.. **Nitrogen mineralization in a sludge-amended sandy clay loam in South Africa**. Master's Thesis is submitted for the degree of MSc, majoring in Soil Science. Swedish University of Agriculture Sciences, p. 55, 2005.

MELO JR, A.S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *typha sp.*** 2003. 312 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 2003.

METCALF E EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse**. 3 ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MOTA, S. **Introdução a Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro – RJ, ABES, 1997. 292 p.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification, In: **Proceeding** of the 6 th ISWQ Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control. Águas de São Pedro, SP, 1998.

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*lemna gibba L.*) for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research**, v.38, p.2241-2248, 2004.

SALATI FILHO; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p. 19-25, 1999.

SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Instituto Biológico, São Paulo, v.65, n.1/2, p.113-116, jan./dez., 2003. Disponível em: <[http://www.biológico.sp.gov.br/docs/bio/v65\\_1\\_2/salatti.pdf](http://www.biológico.sp.gov.br/docs/bio/v65_1_2/salatti.pdf)>. Acesso em: 05 mai. 2009.

SÃO PAULO. (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente, **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB**. Decreto n. 8468, 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>>. Acesso em: 10/12/2010.

SAUER, P.A.; KIMBER, A. **Technical assessment of constructed wetlands for wastewater treatment in Iowa**. IOWA Associate of Municipal Utilities. United States. 2001. Disponível em: <<http://www.iamu.org/services/.../Section%20I%20Exec.%20Summary.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2010.

SILVESTRE, A.; PEDRO DE JESUS, M. **Tratamento de águas residuais domésticas em zonas húmidas artificiais**. 2002. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências

Biológicas), Instituto Superior Técnico, Departamento de Engenharia Biológica e Química, 2002.

SOARES, A.L.; FERREIRA, A.P. Fito-ETAR's: **Alternativa tecnológica**. 2001. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais) - Colégio Luís António Verney, Universidade de Évora, 2001.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. Tese (Doutorado) Universidade Estadual de Campinas-FEAGRI, Campinas, 2003. 210 p.

van HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado. Teoria e aplicações para projetos e operação**. EPGRAF. Campina Grande, PB. 1999. 488p.

VYMASAL, J.; GREENWAY, M.; TONDESKI, K.; BRIX, H.; MANDER, Ü. **Wetlands and natural resource management ecological studies**. 2006, v. 190, section II, p.69-96. DOI: 10.1007/978-3-540-33187-2\_5.

VYMASAL, J. **Wastewater treatment plant dynamics and management in constructed and natural wetlands**. Czech Republic. SPRINGER SCIENCE, 2008, 348 p. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?id=3y-W7UxDgEwC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>>. Acesso em: 21 nov. 2010.

WATSON, J.T.; REED, S.C.; KADLEC, R.L.; KNIGHT, R.L.; WHITEHOUSE, A.E. **Performance expectations and loading rates for constructed wetlands**. In: Hammer, D.A. ED., 1989.

WIKIMEDIA. *Phragmites spp.* (fotos). Disponível em: <[http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Wicken\\_Lode1.JPG](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Wicken_Lode1.JPG)> . Acesso em: 13/12/2010.

WIKIPEDIA. *Typpha spp.* (fotos). Disponível em: <<http://en.wikipedia.org/wiki/Typha>> . Acesso em: 13/12/2010.

WIKIPEDIA. *Scirpus spp.* (fotos). Disponível em: <<http://www.floridaplants.com/Eflora/scirpus.htm>> . Acesso em: 13/12/2010.