

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

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REUSO AGRÍCOLA DO
EFLUENTE DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
COM ALAGADOS CONSTRUÍDOS.**

GISELDA PASSOS GIAFFERIS

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Energia na Agricultura).

BOTUCATU – SP
Novembro – 2011

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

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REUSO AGRÍCOLA DO
EFLUENTE DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
COM ALAGADOS CONSTRUÍDOS.**

GISELDA PASSOS GIAFFERIS

Orientador: Prof. Dr. Zacarias Xavier de Barros
Co-Orientador: Prof. Dr. Eduardo Luiz de Oliveira

Tese para qualificação apresentada à Faculdade
de Ciências Agronômicas da UNESP - Campus
de Botucatu, para obtenção do título de Doutor
em Agronomia (Energia na Agricultura).

BOTUCATU – SP
Novembro – 2011

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

G429a Giafferis, Giselda Passos, 1965-
Avaliação do potencial de reuso agrícola do efluente de uma estação de tratamento de esgoto com alagados construídos / Giselda Passos Giafferis. - Botucatu : [s.n.], 2011
xvi, 102 f. : il. color., gráfs., tabs.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011
Orientador: Zacarias Xavier de Barros
Co-orientador: Eduardo Luiz de Oliveira
Inclui bibliografia.

1. Água - Reutilização. 2. Águas residuais - Purificação. 3. Efluente - Qualidade. 4. Esgotos - Tratamento. 5. Terras inundáveis. 6. Reuso na agricultura. I. Barros, Zacarias Xavier de. II. Oliveira, Eduardo Luiz de. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. IV. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

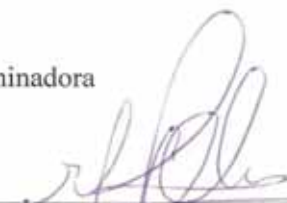
TÍTULO: "AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REUSO AGRÍCOLA DO EFLUENTE DE
UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM ALAGADOS
CONSTRUÍDOS"

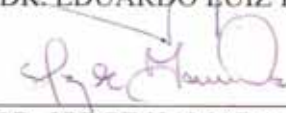
ALUNA: GISELDA PASSOS GIAFFERIS

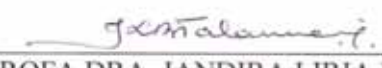
ORIENTADOR: PROF. DR. ZACARIAS XAVIER DE BARROS

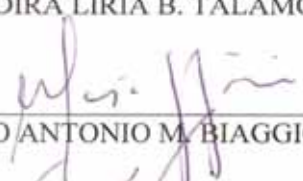
CO-ORIENTADOR: PROF.DR. EDUARDO LUIZ DE OLIVEIRA

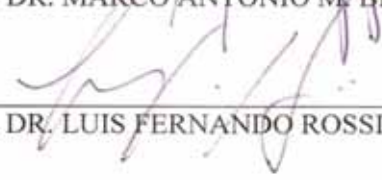
Aprovado pela Comissão Examinadora



PROF. DR. EDUARDO LUIZ DE OLIVEIRA

PROF. DR. JORGE HAMADA

PROFA.DRA. JANDIRA LIRIA B. TALAMONI

PROF. DR. MARCO ANTONIO M. BIAGGIONI

PROF. DR. LUIS FERNANDO ROSSI LÉO

Data da Realização: 11 de novembro de 2011.

À

Deus

À

Kaynara Passos Giafferis Rocha da Silva (*in memoriam*)

Minha Gratidão

Dedico

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 querida Fernanda

Ao Prof. Dr. Eduardo Luiz de Oliveira

A todos os amigos

Ofereço

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. Dr. Zacarias Xavier de Barros pela orientação, compreensão, apoio, e confiança depositada durante todo o período de desenvolvimento da tese.

Ao Prof. Dr. Eduardo Luiz de Oliveira, meu “segundo” orientador, que aceitou este desafio, sempre me incentivando e me encorajando na realização deste trabalho, não deixando que eu desviasse do caminho, mesmo diante de inúmeras interrogações e questionamentos. A você, Professor, eu devo grande parte das lições recebidas que originaram meu modesto saber e os inúmeros ensinamentos sobre a vida, motivo pelo qual, é um imenso prazer agradecer sua paciência, seus conselhos, sua confiança e às horas dedicadas.

À Profª Jandira L. B. Talamoni pela ajuda nas interpretações biológicas, por todas as sugestões dadas na minha qualificação, pelo apoio de sempre e pronta para me atender e incentivar a não desistir.

Ao Prof. Jorge Hamada pelo apoio e incentivo para que eu fizesse o Doutorado e pelas sugestões dadas durante este trabalho e na minha qualificação, e por sempre poder me atender.

Ao DAE, em nome dos Presidentes e Diretores de Divisão que estiveram presentes durante esta trajetória, apoiando e me incentivando, e que autorizaram com confiança, o uso das informações para o desenvolvimento deste trabalho.

À amiga Eng. Nucimar Dolores Borro Paes, companheira de trabalho e de parte da pós-graduação, pelo incentivo e apoio nas trocas de idéias na fase de implantação do projeto para que este se concretizasse.

Ao Fernando Offerni e sua equipe, pelo apoio, sempre à disposição em atender e executar os serviços necessários da ETE Tibiriçá.

Ao Fernando Alonso sempre pronto em atender os trabalhos de imagens.

Aos meus amigos de trabalho e funcionários do DAE Elson, Julho, Adalberto e Nilo pelos cuidados e dedicação com os serviços operacionais da estação.

Ao Gilberto S. Castilho F^o 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, me compreenderam e apoiaram em todos os momentos. Sei o quanto lutaram e de quantas coisas abdicaram para que eu pudesse chegar onde estou hoje. Tudo isso, somente por amor, sem esperar qualquer retribuição.

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. A você, eu agradeço pela ajuda nos finais de semana e feriados, pela força e incentivo para acreditar e continuar nesse caminho, pela paciência e compreensão nas horas difíceis, por todo amor e carinho.

Às minhas “meninas”! A canina Lila, minha querida companheira em todas as horas, sempre ao meu lado, em todos os momentos desta trajetória, nas dificuldades, até altas horas da madrugada, e que deu a luz aos seis bebês atrás da minha cadeira do escritório, na fase da minha qualificação. À Amy, a bebê que vi nascer em minhas mãos, linda e alegre, sempre querendo uns minutinhos de atenção, e que nunca deixou de estar deitada ao meu lado, durante a finalização desta tese.

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

Muito Obrigada!

SUMÁRIO

	Página
SUMÁRIO.....	V
LISTAS DE TABELAS.....	VI
LISTAS DE FIGURAS.....	VII
LISTAS DE ABREVIATURAS.....	VIII
1 RESUMO.....	1
2 SUMMARY.....	3
3 INTRODUÇÃO.....	5
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	9
4.1 Composição dos Efluentes Domésticos.....	9
4.2 Alagados Naturais (<i>wetlands</i>).....	13
4.3 Sistemas de Alagados Construídos (<i>wetlands</i> construídos).....	14
4.3.1 Componentes dos sistemas de alagados construídos.....	18
a) Substrato.....	18
b) Macrófitas aquáticas.....	18
c) Micro-organismos.....	22
4.3.2 Tipos de Sistemas de Alagados Construídos (<i>constructed wetlands</i>).....	22
a) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo superficial.....	25
b) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo subsuperficial horizontal....	25
c) Sistema com macrófitas emergentes e fluxo subsuperficial vertical.....	27
d) Capacidade operacional e manutenção dos alagados construídos.....	30
4.3.3 Qualidade do efluente dos sistemas alagados construídos no tratamento dos esgotos domésticos.....	32
a) Processo da transformação do carbono nos alagados construídos.....	32
b) Processo de remoção do nitrogênio nos alagados construídos.....	33
c) Processo de remoção do fósforo nos alagados construídos.....	37
d) Oxigênio dissolvido nos alagados construídos.....	38
4.4 Reúso da água.....	39
4.5 Irrigação na agricultura e o reúso dos esgotos tratados para fertirrigação.....	40

5 MATERIAL E MÉTODOS.....	46
5.1 Área de estudo.....	46
5.2 Descrição do sistema de tratamento de esgotos implantado no Distrito de Tibiriçá.....	48
5.2.1 Tratamento Preliminar ou Primário.....	50
a) Gradeamento.....	50
b) Desarenação.....	50
c) Calha Parshall.....	51
d) Decantador Primário.....	52
5.2.2 Tratamento secundário.....	53
a) Filtro anaeróbio de fluxo ascendente	53
5.2.3 Tratamento terciário.....	55
b) Alagados construídos.....	55
5.3 Metodologia de amostragem e análises.....	60
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
6.1 Resultados obtidos durante o monitoramento dos efluentes do processo de tratamento.....	63
a) Cor verdadeira.....	66
b) Condutividade elétrica.....	68
c) pH.....	68
d) Turbidez.....	69
e) Oxigênio dissolvido.....	69
f) Matéria Orgânica.....	70
f1) Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	70
f2) Demanda química de Oxigênio.....	72
g) Fosfato.....	75
h) Nitrogênios.....	76
h1) Nitrogênio total Kjeldhal.....	77
h2) Nitrogênio amoniacal.....	79
h3) Nitrogênio nitrito.....	80

h4) Nitrogênio nitrato.....	81
h5) Balanço de nitrogênio.....	81
i) Sólidos.....	83
j) Micro-organismos.....	88
6.2 Eficiência da estação de tratamento de esgoto.....	89
7 CONCLUSÕES.....	91
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93
APÊNDICE.....	103

LISTA DE TABELAS

	Págin
Tabela 1. Composição típica de esgotos bruto domésticos (mg/L), conforme sua classificação em concentração de esgoto.....	10
Tabela 2. Ocorrências de micro-organismos patogênicos e micro-organismos indicadores em esgotos brutos (org/hab.dia ⁻¹); (org/100 mL).....	12
Tabela 3. Características de alguns sistemas de alagados construídos, no Brasil, com respeito à remoção de poluentes do efluente.....	29
Tabela 4. Demanda anual de água para a irrigação no Brasil por regiões e Estados (1998).....	42
Tabela 5. Vazão média diária do esgoto na ETE Tibiriçá em 18 horas (L/s) no período de fevereiro a maio/2011.....	49
Tabela 6. Especificações técnicas da unidade de gradeamento da ETE Tibiriçá.....	51
Tabela 7. Especificações técnicas da caixa de desarenação da ETE Tibiriçá.....	54
Tabela 8. Especificações técnicas do decantador primário da ETE Tibiriçá.....	52
Tabela 9. Especificações técnicas do filtro anaeróbio de fluxo ascendente da ETE Tibiriçá.....	54
Tabela 10. Especificações técnicas dos sistemas alagados construídos da ETE Tibiriçá.....	56
Tabela 11. Valores de tempo de detenção hidráulica (h) e taxas de aplicação superficial, volumétrica (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹), carga orgânica (kg.m ⁻² .dia ⁻¹), carga amoniacal (kg.m ⁻² .dia ⁻¹), dos sistemas alagados construídos da ETE Tibiriçá.....	57
Tabela 12. Variáveis, métodos e equipamentos utilizados nas análises laboratoriais (DAE, 2010).....	62
Tabela 13. Regime de precipitação ocorridas nas semanas de coleta.....	64
Tabela 14. Concentração média (mg.L ⁻¹) obtidas para diferentes variáveis, no esgoto bruto, decantador primário, filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final, no período de agosto a novembro/2010 ou na Fase 1 de operação.....	65

Tabela 15. Concentração média (mg.L^{-1}) obtidas para diferentes variáveis, no esgoto bruto, decantador primário, filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final, no período de maio a junho/2011 ou na Fase 2 de operação.....	67
Tabela 16. Concentração média (mg/L) e eficiência de remoção (%) de DBO e DQO presentes no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final na primeira e segunda fase da operação do sistema.....	70
Tabela 17. Concentração média (mg/L) de fosfato presente no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final na primeira e segunda fase da operação do sistema.....	75
Tabela 18. Concentração média (mg/L) das formas nitrogenadas presentes no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final, e eficiência de remoção (%) do NTK, na primeira e segunda fase da operação do sistema.....	77
Tabela 19. Concentração média (mg/L) e eficiência de remoção (%) dos sólidos presentes no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final na primeira e segunda fase da operação do sistema.....	83
Tabela 20. Concentrações médias de DBO e DQO (mg/L) e eficiência de remoção média (%) obtidas no esgoto bruto e efluente final durante a operação do sistema.....	89

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Profundidade típica de enraizamento da taboa e do junco.....	19
Figura 2. Espécie de macrófita aquática emergente, <i>Typha</i> spp.ou taboa.....	20
Figura 3. Espécie de macrófita aquática emergente, <i>Scirpus</i> spp ou falso junco.....	21
Figura 4. Espécie de macrófita aquática emergente, <i>Phragmites</i> spp ou caniço d'água.....	21
Figura 5. Sistemas <i>wetlands</i> construídos com plantas aquáticas flutuantes livres.....	23
Figura 6. Sistemas <i>wetlands</i> com macrófitas submersas.....	24
Figura 7. Esquema de alagado construído de fluxo superficial.....	25
Figura 8. Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal.....	26
Figura 9. Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial vertical.....	27
Figura 10. Ciclo do carbono no alagado construído.....	33
Figura 11. Ciclo do nitrogênio no alagado construído.....	34
Figura 12. Localização do Distrito de Tibiriçá, município de Bauru – SP.....	47
Figura 13. Localização da ETE Tibiriçá e do Córrego Barra Grande de Baixo.....	47
Figura 14. Lay-out do processo de tratamento de esgoto da ETE de Tibiriçá.....	48
Figura 15. Vista do sistema completo – ETE Tibiriçá.....	48
Figura 16. Valores das vazões médias diárias da ETE Tibiriçá.....	49
Figura 17. Foto da caixa de desarenação do esgoto da ETE Tibiriçá.....	51
Figura 18. Foto da calha Parshall da ETE Tibiriçá.....	51
Figura 19. Esquema do corte transversal do decantador primário da ETE Tibiriçá.....	53
Figura 20. Vista do filtro anaeróbio de fluxo ascendente com meio suporte em EPS com forma geométrica côncava, antes e durante a operação.....	53
Figura 21. Esquema do corte transversal do filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	54
Figura 22. Leitões dos alagados construídos da ETE Tibiriçá.....	55
Figura 23. Vista dos alagados construídos com as tubulações drenantes superficiais e cultivo com macrófitas emergentes.....	56
Figura 24. Foto da caixa de passagem do efluente do filtro anaeróbio para os	

alagados construídos.....	57
Figura 25. Foto da caixa com as eletroválvulas programadas para enviar o efluente intercaladamente aos alagados construídos.....	58
Figura 26. Espécie <i>Íris pseudocorus L.</i> ou lírios-do-charco (alagado 1).....	58
Figura 27. <i>Cyperus papyrus</i> ou papirus (alagado 2).....	59
Figura 28. <i>Typha latifolia</i> ou taboa (alagado 3).....	59
Figura 29. Caixa com drenos em dois níveis.....	59
Figura 30. Lagoa de polimento.....	60
Figura 31. Caixa de efluente final da ETE Tibiriçá.....	60
Figura 32. Variação da DBO _{5,20} (mg/L) do esgoto bruto e dos efluentes da ETE Tibiriçá, na Fase 1.....	71
Figura 33. Variação da DBO _{5,20} (mg/L) do esgoto bruto e dos efluentes da ETE Tibiriçá, na Fase 2.....	72
Figura 34. Resultados de DQO dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	73
Figura 35. Resultados de DQO dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.....	74
Figura 36. Resultados de PO ₄ ³⁻ dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.....	76
Figura 37. Resultados de NTK (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	78
Figura 38. Resultados de NTK (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.....	78
Figura 39. Resultados de N-NH ₃ (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	79
Figura 40. Resultados do balanço de nitrogênio (mg/L) na ETE Tibiriçá, Fase 1.....	82
Figura 41. Resultados do balanço de nitrogênio (mg/L) na ETE Tibiriçá, Fase 2.....	83
Figura 42. Resultados de SF dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	84
Figura 43. Resultados de SF dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.....	85
Figura 44. Resultados de SV dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	85
Figura 45. Resultados de SS dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	86
Figura 46. Resultados de STD dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.....	87
Figura 47. Resultados de STD dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.....	87
Figura 48. Resultados microbiológicos (UFC 100 mL ⁻¹) do efluente final da ETE, na Fase 1.....	88
Figura 49. Resultados microbiológicos (UFC 100 mL ⁻¹) do efluente final da ETE, na	

Fase 2.....	88
Figura 20. Concentrações médias de DBO e DQO (mg/L) e eficiência de remoção (%) obtidas no esgoto bruto e efluente final durante a operação do sistema.....	89

LISTA DE ABREVIATURAS

%	Porcentagem
(E)	Leste
(N)	Norte
°C	Graus Celsius
µS/cm	Microsiemens por centímetro
Alcal.	Alcalinidade
Bicarb.	Bicarbonato
Ca	Cálcio
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Coliformes fecais ou termotolerantes
Cl	Cloreto
cm	centímetro
cm/s	Centímetro por segundo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPE	Consumo <i>per</i> economia
Cr	Cromo
CT	Coliformes totais
DAE	Departamento de Água e Esgoto
DBO _{5,20} ou DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias a 20°C
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO/DBO _{5,20}	Relação entre a Demanda química e oxigênio e a bioquímica de oxigênio
Dur	Dureza
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EPS	Poliestireno expandido “isopor”
ETARS	Estação de Tratamento de Águas Residuárias
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 ² /ano	Gramas por metro quadrado por ano
ha	hectare
hab	habitante
HCO ₃ ⁻	Ânion Bicarbonato
hs	Horas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Potássio
kg	Quilograma
kg DBO.m ³ .dia ⁻¹	Quilos de DBO por metro cúbico por dia
km	Quilômetros
L/hab/dia ⁻¹ ou L/hab.dia ⁻¹	Litros por habitante por dia
L/s	Litros por segundo
L/s/ha	Litros por segundo por hectare
m	Metros
m/s	Metros por segundo
m ² /hab ou m ² .hab ⁻¹	Metro quadrado por habitante
m ³	Metro cúbico
m ³ /dia	Metro cúbico por dia
m ³ /ec/mês	Metro cúbico por economia por mês
m ³ /h	Metro cúbico por hora
m ³ /ha.ano	Metro cúbico por hectare por ano
m ³ /mês	Metro cúbico por mês
mg	Miligrama
mg/L ou mg.L ⁻¹	Miligramas por litro
mil.m ³ /ano	Mil metros cúbicos por ano
mm	Milímetro
MO	Matéria orgânica
MOC	Matéria orgânica carbonatada
N	Nitrogênio
N atmosférico	Nitrogênio atmosférico

N- orgânico ou N-org	Nitrogênio orgânico
N Total	Nitrogênio Total
N ₂	Nitrogênio (gás)
Na	Sódio
N-amon e N-amoniacal	Nitrogênio amoniacal
NBR	Normas brasileiras
NH ₃	Amônia
Ni	Níquel
N-NH ₃	Nitrogênio em amônia
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio em amônio
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio em nitrito
N-NO ₃	Nitrogênio em nitrato
NO ₃	Nitrato
N-org	Nitrogênio orgânico
NTK	Nitrogênio Total Kijedhal
NTU	Unidade nefelométrica de turbidez
O ₂	Oxigênio (gás)
OD	Oxigênio Dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
Org/100 mL	Organismos em 100 mililitros
Org/hab.dia ⁻¹	Organismos por habitante por dia
P	Fósforo
P Total	Fósforo Total
Pb	Chumbo
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄ ³⁻	Fosfato
PROSAB	Programa de Pesquisa de Saneamento Básico
PtCo	Platina cobalto
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
SF	Sólidos fixos
SS	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
STD	Sólidos totais dissolvidos
SV	Sólidos voláteis
t	tonelada
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
Turb	Turbidez
UASB (<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket digestion</i>)	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
UFC	Unidade formadora de colônia
UNESP	Universidade do Estado de São Paulo
W	Largura da garganta da Calha Parshall
Zn	Zinco

1 RESUMO

Os sistemas de alagados construídos (SACs) são projetados como passivos de depuração, constituídos por lagoas ou canais, compostos por plantas aquáticas livres ou fixas 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 como pós-tratamento, tem sido de interesse para o saneamento em pequenas comunidades. A pesquisa ocorreu em uma 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 processo de filtro anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de sistemas de alagados construídos em paralelo. Como objetivo deste trabalho, buscou-se avaliar a eficiência dos três sistemas de alagados construídos, com tipos de plantas diferentes e analisar quantitativa e qualitativamente os efluentes nas várias etapas do processo de tratamento, para verificar suas eficiências e a possibilidade de reúso do efluente final na agricultura. Diante dos resultados obtidos, observou-se que houve satisfatória remoção de matéria orgânica, com concentração média de 36 e 39 mg/L, nas fases 1 e 2 de operação,

respectivamente, atendendo os valores exigidos pela legislação para padrões de emissão, mesmo recebendo concentrações afluentes elevadas, de efluentes não doméstico por batelada, o qual não foi previsto em projeto. Constatou-se que as concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fosfato foram altas em todo o sistema e a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal esteve muito abaixo do esperado, não atendendo a legislação que exige lançamentos com até 20 mg/L. Com os resultados de nitrogênio e fosfato obtidos nos efluentes dos SACs, conclui-se que o sistema também está funcionando como tratamento secundário e não como tratamento terciário.

As concentrações de nitrogênio e fosfato encontradas no efluente favorecem o reúso na irrigação agrícola, de forma adequada, proporcionando economia de fertilizante e maior proteção do corpo d'água. Há a necessidade de melhorar o processo de tratamento diminuindo a carga afluente que entra na estação e providenciar a adequação do sistema de recirculação para aumentar a aspersão do efluente e consequentemente a oxigenação. Outra providência para a remoção das cargas de N e P será aumentar o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a possibilidade de implantar mais uma etapa de alagado construído por lâmina livre. As concentrações de micro-organismos encontrados no efluente final foram elevadas, com valores de $8,9 \times 10^6$ para coliformes totais e $9,94 \times 10^5$ para coliformes fecais, não permitindo o uso do efluente na fertirrigação por aspersão de culturas, pelos cuidados necessários com a proteção individual, riscos à saúde, a menos que o efluente seja submetido, previamente a um processo de desinfecção. Conclui-se que os resultados de eficiência dos sistemas de alagados construídos atendem aos parâmetros exigidos pelas legislações Estaduais e Federais para lançamentos de efluentes em relação à matéria orgânica e não atendem para nitrogênio e micro-organismos, mas se adequam para fins de reúso na irrigação restrita na agricultura.

Palavra- chave: Alagados construídos, tratamento de esgoto, *wetlands* construídos, reúso na agricultura

EVALUATION OF THE POTENTIAL OF AGRICULTURAL REUSE OF WASTE OF A SEWAGE TREATMENT PLANT BUILT WITH WETLANDS CONSTRUCTED. Botucatu, 2011. 92p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: GISELDA PASSOS GIAFFERIS

Adviser: Prof. Dr. Zacarias Xavier de Barros

Co-Adviser: Prof. Dr. Eduardo Luiz de Oliveira

2 SUMMARY

The constructed wetland systems are designed as passive purification, consisting of ponds or channels, composed of aquatic plants free or fixed on substrates such as sand, soil or gravel, where the proliferation of biofilms is that aggregate diverse populations of micro-organisms present in wastewater. The combined use of simple and inexpensive as the anaerobic reactors followed by constructed wetlands as post-treatment has been of interest for sanitation in small communities. The research took place in 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 by a process of upflow anaerobic filter, followed by systems constructed wetlands in parallel. As objective of this study we sought to evaluate the effectiveness of three constructed wetland systems, with different types of plants and analyze quantitative and qualitative effluent at various stages of treatment to monitor their effectiveness and the possibility of reuse in the final effluent agriculture. Considering the results obtained, it was observed that there was satisfactory removal of organic matter, with a mean concentration of 36 and 39 mg/L, phases 1 and 2 operations, respectively, given the values required by law for emission standards, even

with affluent high concentrations of non-domestic waste per batch, which was not foreseen in the project. It was found that concentrations of nutrients such as nitrogen and phosphate were high throughout the system and the removal efficiency of ammonia nitrogen was much lower than expected, does not meet the law requires that releases up to 20 mg/L. The results obtained for nitrogen and phosphate in effluent from constructed wetland systems, it is concluded that the system is also functioning as a secondary treatment and not as tertiary treatment. The concentrations of nitrogen and phosphate found favor in the effluent reuse in agricultural irrigation, as appropriate, saving fertilizer and greater protection of the water body. There is a need to improve the treatment process by reducing the influent load arriving at the station and provide the suitability of the recirculation system to increase the spraying of effluent and consequently oxygenation. Another measure for the removal of N and P loads will increase the hydraulic retention time (HRT) and the ability to deploy more than one stage flooded built by blade free. The concentrations of micro-organisms found in the final effluent were high, with values of 8.9×10^6 for total coliform and 9.94×10^5 for fecal coliform bacteria, not allowing the use of effluent in fertirrigation by spraying crops, the care needed with the individual protection, health hazards, unless the effluent is subjected first to a disinfection process. It is concluded that the results of efficiency of constructed wetlands meet the parameters required by State and Federal laws for effluent discharges in relation to organic matter and do not attend for nitrogen and micro-organisms, but are suitable for reuse in irrigation restricted to agriculture.

Keywords: Constructed wetlands, wastewater treatment, wetlands, agricultural reuse.

3 INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos cinquenta anos, com o crescimento acelerado das populações e do desenvolvimento industrial e tecnológico, a água tem sido intensamente utilizada. Durante muito tempo, este foi considerado um dos recursos naturais inesgotáveis e, apenas nas últimas décadas, percebeu-se a sua situação de escassez. Mesmo assim, nos últimos anos, a demanda por este recurso tem aumentado e decaído a sua qualidade; se assim continuar, em pouco tempo ocorrerá 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 relativas 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, evidenciam um aumento de 20.933.524 pessoas ou 12,3%, sendo que 84% destas moram na área urbana. No Brasil, 90% das residências tem acesso à água potável, mas somente 52,5% usufruem de esgotamento sanitário, e menos de 10% dos municípios possuem tratamento de esgoto, o que

traz prejuízos à saúde pública e causa degradação ambiental, especialmente dos sistemas aquáticos que, normalmente são os receptores das águas residuárias “in natura”.

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. O consumo de água global tem dobrado a cada 20 anos, ou seja, mais que o dobro do crescimento da taxa populacional. A irrigação para a produção de alimentos reivindica de 65% a 70% de toda a água doce disponível no planeta (MACHADO, 2004).

As atividades humanas têm sido vistas como incompatíveis com a proteção e preservação do meio ambiente. 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 atual qualidade de vida das populações, bem como a das futuras gerações.

Uma transformação dos valores e novas idéias vêm substituindo o paradigma mecanicista-reducionista por uma nova visão integrativa e orgânica. O setor de saneamento insere-se neste contexto, com a função de promover a melhoria da qualidade de vida da população, utilizando os recursos naturais de maneira ambientalmente sustentável e economicamente eficiente (SHUBO, 2003). Os desafios para se 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 no sentido de buscar novas tecnologias, com baixo custo, para tratar os esgotos sanitários. Nas regiões tropicais, onde encontram-se a maioria dos países em desenvolvimento, o tanque séptico convencional é a instalação mais frequentemente utilizada no tratamento primário, que funciona muito bem conjuntamente com o 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 baixos custos de implantação e manutenção, além de fácil operação, tornando-se adequado para implantação

em pequenos aglomerados urbanos e vilas rurais carentes, sem infraestrutura de saneamento básico (BRASIL *et al*, 2005).

Campbell e Ogden (1999) também observam que os alagados construídos são cada vez mais reconhecidos, com um custo relativamente baixo e energeticamente eficiente, como meios naturais de tratamento de esgoto, de resíduos agrícolas e industriais, e águas pluviais. Ao mesmo tempo, oferecem potencial para benefícios múltiplos, tais como a possibilidade de integração dos sistemas alagados construídos em locais de lazer, promovendo habitat para diferentes seres vivos. Suas qualidades estéticas são superiores às dos sistemas de tratamento convencionais e o efluente tratado pode ser reciclado na irrigação de jardins ou retido em uma atraente lagoa para atrair a vida selvagem, além do benefício de se ter informações sobre os processos de alagados.

O uso combinado de tecnologias simples e de baixo custo, como os sistemas de tanque séptico e os reatores anaeróbios seguidos de alagados construídos para o tratamento e pós-tratamento, respectivamente, têm sido testado por diversos autores. Segundo Nour *et al* (2007), associando-se a estes sistemas métodos de simples desinfecção torna-se possível o reaproveitamento de efluentes tratados, reduzindo assim o consumo de água.

O reaproveitamento ou reúso da água é o processo pelo qual esta tratada ou não, é reutilizada para o mesmo ou outro fim. A água de reúso, tratada, é produzida nas estações de tratamento de esgoto (ETE) e pode ser utilizada como geração de energia ou refrigeração de equipamentos, em diversos processos industriais, pelas prefeituras e entidades que a utilizam na lavagem de ruas e pátios, no setor hoteleiro, na irrigação/rega de áreas verdes, na desobstrução de rede de esgotos e águas pluviais e na lavagem de veículos (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003).

Em relação aos setores públicos estaduais, municipais e federais, a prática do reúso de água ainda é extremamente incipiente, embora ocorram algumas manifestações de reúso agrícola não planejado ou inconsciente em diversas regiões brasileiras, inclusive em algumas regiões metropolitanas.

Estima-se que bilhões de litros/dia de esgoto são direcionados aos cursos de água no país. Desta forma, o aproveitamento das águas residuárias, desde que adequadamente tratadas, na agricultura, controlando a poluição do solo, dos corpos hídricos e disponibilizando água e fertilizantes, tem como consequência o aumento da produção agrícola,

além dos ganhos sociais relacionados com a permanência do homem no campo (COSTA; PEREIRA; BRITO, 2007).

Com base nas informações e reflexões aqui apresentadas, a presente pesquisa foi desenvolvida para 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, sendo tecnologia simplificada, de baixo custo de implantação e operação, com os seguintes objetivos:

- _ Avaliar a eficiência de três sistemas de alagados construídos, com tipos de plantas diferentes;
- _ Analisar quantitativa e qualitativamente os efluentes nas várias etapas do processo de tratamento, para verificar suas eficiências e a possibilidade de reúso do efluente final na agricultura.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Composição dos Efluentes Domésticos

A composição e a concentração dos esgotos domésticos ou sanitários de uma comunidade dependem da sua economia, hábitos alimentares e da qualidade e quantidade de água consumida.

Os esgotos sanitários contêm 99,9% de água. Dos sólidos presentes, cerca de 70% dos sólidos são de origem orgânica e 30% inorgânica (suspensos e dissolvidos). A matéria orgânica é constituída, principalmente, de moléculas de carboidratos, de proteínas, óleos e graxas, enquanto os sólidos inorgânicos são compostos de partículas de areia, sais e metais. Os esgotos apresentam concentrações significativas de nutrientes orgânicos e inorgânicos, particularmente os macronutrientes, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), com concentrações significativas de fósforo e nitrogênio que, quando lançados nos corpos d'água ou lagos, podem vir a causar a eutrofização destes (SPERLING, 1996).

Nota-se na Tabela 1, que onde o consumo de água é alto, com média de 350 L.hab⁻¹.dia⁻¹ a 400 L.hab⁻¹.dia⁻¹, a concentração dos esgotos é fraca e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) varia de 200 a 250 mg/L. Quando o consumo da água é bem menor, ou seja, entre 40 L.hab⁻¹.dia⁻¹ a 100 L.hab⁻¹.dia⁻¹, a concentração dos esgotos é forte, e a DBO varia de 400 mg/L a 700 mg/L (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

Tabela 1. Composição típica de esgotos brutos domésticos (mg/L), conforme sua classificação em concentração de esgoto.

Contaminantes	Unidade	Fraca	Média	Forte
Sólidos Totais	mg/L	350	720	1200
Sólidos dissolvidos	mg/L	250	500	850
Sólidos suspensos	mg/L	100	220	350
Demanda Bioquímica de oxigênio	mg/L	110	220	400
Nitrogênio	mg/L	20	40	85

Fonte: (Tchbanoglous, 1993 apud Campbell; Ogden, 1999).

Os esgotos sanitários contêm grandes quantidades de micro-organismos como as bactérias, vírus entéricos e parasitas intestinais (protozoários e helmintos). Segundo Gonçalves, Jordão e Sobrinho (2003), a diversidade e a quantidade de organismos patogênicos presentes no esgoto dependem de vários fatores, dentre eles a quantidade de indivíduos infectados na população geradora destas águas residuárias e a densidade de organismos patogênicos presentes nos excrementos desses indivíduos.

As bactérias estão presentes em maior quantidade nos esgotos do que os outros micro-organismos. Dentre elas destaca-se o grupo das bactérias coliformes fecais, também denominadas coliformes termotolerantes, que apresentam características que fazem delas “organismos indicadores” de contaminação de águas, de um modo geral. Normalmente, os organismos indicadores não causam doenças, porém estão associados à provável presença de outros organismos, muitos deles patogênicos e de origem fecal na água (HESPANHOL, 2003). Os esgotos sanitários podem conter bactérias patogênicas que causam doenças gastrointestinais em humanos, como a febre tifóide, cólera, diarreias e disenterias.

Semelhantemente, os colifagos e os bacteriófagos F-específicos são considerados prováveis indicadores da presença de vírus patogênicos no ambiente aquático (CEBALLOS, 2000).

Nos esgotos sanitários encontram-se os vírus entéricos, que se multiplicam no trato gastrointestinal do ser humano e são eliminados em elevadas densidades nas fezes. Os vírus entéricos podem causar vários tipos de doenças como a hepatite infecciosa, as gastroenterites (enterovírus e parvovírus) e as diarreias (rotavírus e adenovírus), (GONÇALVES; JORDÃO; SOBRINHO, 2003).

Ainda segundo os autores citados acima, os protozoários patogênicos aos seres humanos e presentes nos esgotos sanitários são as *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e *Balantidium coli*; recentemente, tem sido destaque o *Cryptosporidium*. Os helmintos apresentam-se nos esgotos sob as formas de ovos e larvas, sendo os ovos extremamente resistentes às condições do meio ambiente e à ação da maioria dos desinfetantes. Sua remoção dos esgotos é realizada através de processos de separação sólido/líquido, como filtração ou sedimentação, em função do tamanho e densidade de ovos e larvas. A contaminação dos seres humanos ocorre por ingestão de ovos e larvas, no caso do *Ascaris lumbricoides* ou pela penetração de larvas na pele ou na mucosa, como ocorre com o *Ancylostoma duodenale*.

Araújo e Gunther (2007) verificaram que os parasitas gastrintestinais mais frequentemente encontrados na população brasileira e em especial no nordeste são os helmintos e os protozoários e que, destes parasitas, alguns constituem causas frequentes de patologias graves.

A descarga de efluentes de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) que não remove os micro-organismos, bem como o lançamento de excretas de pessoas doentes ou portadoras sãs, nos corpos receptores, passam a ser fontes de micro-organismos patogênicos como: *Ascaris* sp, *Enterobius* sp, *Bacillus anthracis*, *Brucella*, *Entamoeba histolytica*, *Leptospira icterohaemorrhagiae*, *Mycobacterium tuberculosis*, *Salmonella paratyphi*, *Salmonella*, *Schistosoma*, *Shigella*, *Taenia*, *Vibrio cholerae*, *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* e de vírus, entre outros (MENDONÇA, 1987).

A detecção de vírus é importante na avaliação sanitária de águas superficiais e de efluentes de ETE ou de águas tratadas, por serem estes mais resistentes que os coliformes aos diferentes tipos de tratamento e aos desinfetantes como cloro, luz ultravioleta e ozônio. Os esgotos são uma fonte abundante de uma variedade de bacteriófagos.

As concentrações destes em esgoto misto (doméstico/industrial) são, normalmente, de 10^3 e 10^4 UFC/100mL em períodos de seca. Contagens similares foram encontradas em águas de esgotos hospitalares, de matadouros e de granjas (COSTA *et al.*, 2003).

A presença de organismos patogênicos e suas concentrações variam pela contribuição org/hab.dia⁻¹, conforme mostra a Tabela 2. Em períodos de ocorrência de epidemias relacionadas à água, as densidades dos organismos patogênicos implicados com as mesmas aumentam significativamente no esgoto, especialmente as faixas de densidades dos principais organismos, que são observados com maior frequência, nos esgotos sanitários (GONÇALVES, JORDÃO; SOBRINHO, 2003).

Tabela 2. Ocorrências de micro-organismos patogênicos e micro-organismos indicadores em esgotos brutos (org./hab.dia⁻¹); (org/100 mL).

Microorganismos	Contribuição <i>per capita</i> (org/hab.dia ⁻¹)	Concentração (org/100 mL)
Bactérias		
Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^{10}
Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
<i>Escherichia coli</i>	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
<i>Salmonellae</i> spp.	10^5 a 10^6	10^2 a 10^3
<i>Streptococos fecais</i>	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^4 a 10^5	10^1 a 10^2
Protozoários		
Cistos de <i>Giardia</i> sp.	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	10^4 a 10^5	10^1 a 10^2
Helmintos		
Ovos de helmintos	10^4 a 10^6	10^1 a 10^3
Vírus		
Vírus	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4

Fonte: Gonçalves (2003), adaptado de Bastos et al. (2001), Tchobanoglous & Burton (1991); Chernicharo et al. (2001).

4.2 Alagados Naturais (*wetlands*).

Até muito recentemente, a ecologia das zonas úmidas ou alagados não atraía a atenção das áreas de interesse neste assunto e não contava com o apoio da comunidade acadêmica e dos órgãos federais. Um grande corpo de pesquisadores e uma maior tradição de interesse em alagados já existia na Europa, e grande parte da literatura sobre o assunto foi originada na década de 1970 (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

Conforme Salati (2003), o termo *wetlands* do inglês, ou áreas alagáveis é utilizado para caracterizar os ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano.

Os alagados naturais se destacam entre os processos de autodepuração, por serem áreas inundadas, constante ou sazonalmente, que desenvolvem uma vegetação adaptada à vida em solos alagados, com valor ecológico inestimável quanto à melhoria da qualidade da água. Várzeas de rios, pântanos, brejos e estuários estão entre os ecossistemas mais férteis e produtivos do mundo, apresentando enorme diversidade biológica. Neles, a água, os vegetais e o solo constituem um ecossistema equilibrado, onde a reciclagem de nutrientes é garantida pelos processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem (D'AMBRÓSIO, 1998).

De acordo com Salati (2003), estes sistemas têm importantes funções, destacando-se: a) a capacidade de regularização dos fluxos de água, amortecendo os picos de enchentes; b) a capacidade de modificação e controle da qualidade das águas; c) a importância na função de reprodução e alimentação da fauna aquática, incluindo os peixes; d) a proteção à biodiversidade, como área de refúgio da fauna terrestre; e) o controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios.

Os alagados estão entre os sistemas mais complexos pela química do solo e da água, pelas plantas, hidrologia e interações que ocorrem nestes ecossistemas. As múltiplas funções e valores das áreas úmidas só recentemente começaram a ser reconhecidas (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

As características e as propriedades desses ecossistemas variam grandemente, dependendo da geologia, geomorfologia e dos solos da área considerada, bem como das condições climáticas. As características ecológicas dos mesmos refletem a história

da evolução biológica que acabou por caracterizar a flora e a fauna a eles associadas (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

De acordo com Campbell e Ogden (1999), a hidrologia é o fator mais importante para a manutenção e o sucesso ou fracasso de determinados tipos de alagados e pântanos. Pequenas mudanças na hidrologia podem determinar efeitos significativos sobre os alagados e sobre a eficácia do sistema. Como componente biótico de uma área alagada, a vegetação pode afetar as condições da água através de vários mecanismos, incluindo sombreamento, deposição de sedimentos e transpiração. A densidade da vegetação na hidrologia dos alagados afeta fortemente o fluxo do movimento da água que é bloqueado através da rede de caules, folhas, raízes e rizomas, e impede a exposição ao vento e ao sol.

Hammer (1989 *apud* SALATI, 2003) explica que, apesar da potencialidade dos ecossistemas alagados naturais para controlar o fluxo de nutrientes e poluentes, esforços conservacionistas inibiram o uso destas áreas para propósitos aplicados e, assim, estes e outros fatores orientaram o rápido desenvolvimento de estudos em áreas de alagados construídos.

4.3 Sistemas de Alagados Construídos (*Constructed Wetlands*)

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

Os alagados construídos são sistemas artificialmente projetados, constituídos por lagoas ou canais, que podem conter plantas aquáticas fixas em substratos como areia, solo ou cascalho, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de micro-organismos presentes nas águas residuárias (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

Segundo Dias (2000 *apud* SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2007), os alagados construídos são também conhecidos como zonas de raízes (“root zone”), leitos de raízes (“reed beds”), terras úmidas artificiais, terras úmidas construídas, áreas alagadas construídas, leitos cultivados com macrófitas, fito-ETARS, fitolagunagem e solo-planta. Estes

sistemas podem ser usados no tratamento dos esgotos domésticos, águas lixiviantes, e de efluentes industriais e da agropecuária.

O uso de sistemas artificiais (*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 alagados construídos possuem condições para constituir em um sistema de tratamento bastante completo e eficiente, cujo sucesso já foi comprovado pelo seu histórico, desde os primeiros estudos sobre esses sistemas, iniciados na Europa, na década de 1950 e nos Estados Unidos, em 1960 (USEPA, 1999), tendo sido registrado um aumento das pesquisas entre 1970 e 1980. Na Europa, os alagados construídos, de modo geral, são também conhecidos como “*Reed Bed Treatment System*” e nos Estados Unidos como “*Vegetated submerged bed*”.

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 Republica Tcheca (MASI, 2004).

Na década de 80 utilizaram-se muitas experiências com plantas aquáticas que funcionaram como filtros. No rio Mississipi, 0,4 hectares de jacintos de água absorveram 1.600 Kg de nitrogénios, 360 Kg de fósforo, 12.300 Kg de fenóis e 43 Kg de oligoelementos altamente tóxicos.

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). Em 1990, aproximadamente 500 *wetlands* artificiais de fluxo

subsuperficial horizontal foram construídos na Alemanha, Dinamarca, Áustria e Suíça (USEPA, 1993).

Bista e Khataiwada (2004) citam que, do total de *wetlands* construídos na Europa, 5.000 encontravam-se em operação, atendendo a populações menores que 500 habitantes, enquanto a América do Norte ainda dispunha de apenas 600 unidades.

Esta tecnologia vem se expandindo por todo o mundo e existem alguns sistemas, em larga escala, operando no sudeste da Ásia, Índia, China e América do Sul (Oliveira *et al.*, 2004).

Masi (2004) registrou a existência de 5.622 unidades de *wetlands* construídos na Europa, dos quais 72% eram de fluxo subsuperficial horizontal (FSH), 18% de fluxo subsuperficial vertical (FSV), 5,8% de fluxo superficial (FS), 1% híbrido ou misto (FSH + 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 de projetos de extensão e pesquisa, ampliando o número de espécies e as formas de implantação dos mesmos.

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, o qual não é assegurado apenas pela ação dos micro-organismos, mas pelo complexo “*substrato-microrganismo-plantas*”.

Os sistemas de alagados construídos são recomendados para o tratamento de esgoto gerado por 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. Nos últimos anos, foram desenvolvidos vários projetos de tratamento de esgotos por alagados construídos, sempre verificando-se, primeiramente, as características do efluente a ser tratado e a eficiência final desejada para a remoção dos nutrientes e dos contaminantes, bem como os interesses na utilização da biomassa produzida e no paisagismo (CAMPBELL; OGDEN, 1999). Os *wetlands* podem ser utilizados como: a) sistemas de tratamento terciário para a remoção de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio; b) sistemas que integram o tratamento secundário e terciário e que,

além da remoção dos nutrientes, também reduzem a DBO e a demanda química de oxigênio (DQO) (SALATI, 2003).

Os alagados construídos são considerados um método de tratamento que utiliza tecnologia simples para minimizar a contaminação microbiológica, 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 a presença de 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 destacada: a facilidade de operação que pode ser feita por um funcionário com pouca experiência em tratamento de águas residuárias; o pouco consumo de energia elétrica ou quase nula; a baixa produção de resíduos e de lodo durante a operação do sistema, os quais se limitam aos gerados no pré-tratamento ou no tratamento primário; o pequeno 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 a estes sistemas de tratamento são: exigir grandes áreas; dificuldade de atender às exigências de remoção dos contaminantes pela legislação; pouco ou nenhum controle na operação; sendo que os alagados de fluxo de subsuperfície são muito susceptíveis a entupimentos do meio filtrante, e há a possibilidade de gerar maior proporção de gases de efeito estufa (poucos estudos na área).

Em regiões de climas tropical e subtropical, a digestão anaeróbia apresenta-se como solução econômica e confiável para o tratamento de esgotos sanitários, mas o processo anaeróbio fornece efluente com constituintes residuais, como gases dissolvidos, matéria orgânica (MO), sólidos suspensos (SS), nutrientes como o fósforo (P) e o nitrogênio (N), e organismos patogênicos. Desta forma, efluentes advindos de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) necessitam de um pós-tratamento (SOUZA *et al.*, 2000). Segundo Chernicharo *et al.* (2001), os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que

atendem aos padrões estabelecidos pela legislação brasileira, portanto, o pós-tratamento dos efluentes objetivam o polimento da qualidade microbiológica, da matéria orgânica e dos nutrientes, como forma de adequar e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores para não ocorrer danos ambientais em função das descargas remanescentes destes constituintes.

4.3.1 Componentes dos sistemas de alagados construídos

a) Substrato

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

Podem ser usados como substrato 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, o 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 evita 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 hídricas 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, o qual 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), sendo capazes de suportar profundidades que variam de 6 a 24 cm, tendo o caule e as folhas parcialmente submersos (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 que são incorporados no tecido da planta, e transferem os gases da atmosfera para o sedimento. As superfícies do caule e das raízes são locais para a fixação de micro-organismos (biofilme) e, quando morrem, as plantas se decompõem e dão origem aos resíduos de vegetação (ARMSTRONG *et al*, 1997).

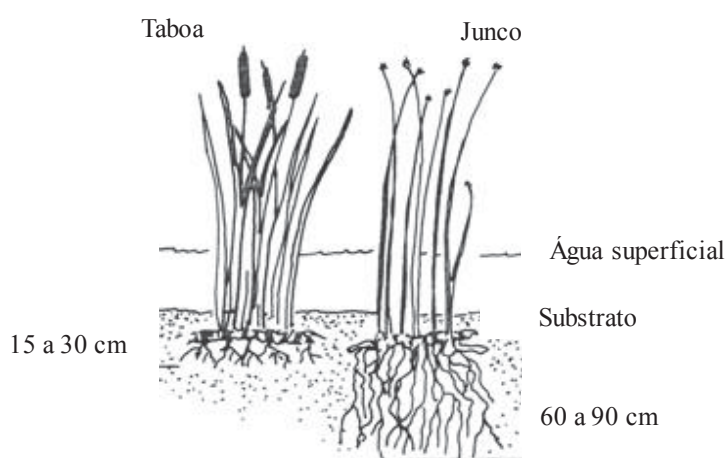


Figura 1 – Profundidade típica do enraizamento da taboa e do junco (CAMPBELL; OGDEN 1999).

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 estenda 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 na zona de raiz; 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 têm a maior aplicação em alagados construídos devido ao seu crescimento vigoroso, hábitos de enraizamento e a 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 (*Íris pseudocorus* L.); papiro, papyrus, 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, produzindo plantas já em fase de crescimento. Como mencionado anteriormente, as raízes das espécies de taboa não estendem a uma profundidade superior a 1,0 metro e não são tão eficientes como as do junco, para a oxigenação de uma camada com mais cascalho (CAMPBELL; OGDEN, 1999).



Figura 2 – Espécie de macrófita aquática emergente, *Typha* spp. ou taboa (E-FLORA FLORIDA, 2011).

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 lagoas (Figura 3). Embora não seja tão vigoroso ou comum 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 úteis na oxigenação da parte mais profunda da camada de cascalho, nos alagados de fluxo de subsuperfície (CAMPBELL; OGDEN, 1999).



Figura 3 – Espécie de macrófita aquática emergente, *Scirpus* spp. ou falso junco (E-FLORA FLORIDA, 2011).

Os Caniços d'água (*Phragmites australis*) são altas gramíneas anuais, com extensas raízes rizomatosas perenes que, normalmente, penetram a uma profundidade de 0,46m (Figura 4). Sua altura varia de 06 a 12m 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 macrófita aquática 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 e de fungos existentes no meio suporte e certos grupos de protozoários desempenham um papel ativo na depuração do esgoto (SAUER; KIMBER, 2001).

As bactérias aeróbias e anaeróbias são os micro-organismos mais abundantes em sistemas de alagados e acredita-se serem as principais responsáveis pela maior parte do tratamento das águas residuárias (USEPA, 1998). Desenvolvem-se na rizosfera e raízes das plantas e no 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).

4.3.2 Tipos de sistemas de alagados construídos (constructed wetlands)

Os sistemas de alagados construídos que utilizam macrófitas foram pesquisados por Brix (1993), que os classificou como: sistemas que utilizam macrófitas aquáticas flutuantes e sistemas com plantas aquáticas emergentes. Vymazal (1998) classificou-os em três tipos fundamentais: com 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 *Eichhornia crassipes*, conhecida como jacinto d'água, que recebe diversos nomes populares no Brasil como: aguapé, baroneza, mururé, pavoá, 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, de efluente primário ou secundário (DIAS *et al.*, 2000). As

lemnáceas têm aplicação no tratamento terciário e são menos utilizadas no tratamento de águas residuárias do que os jacintos d'água.

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

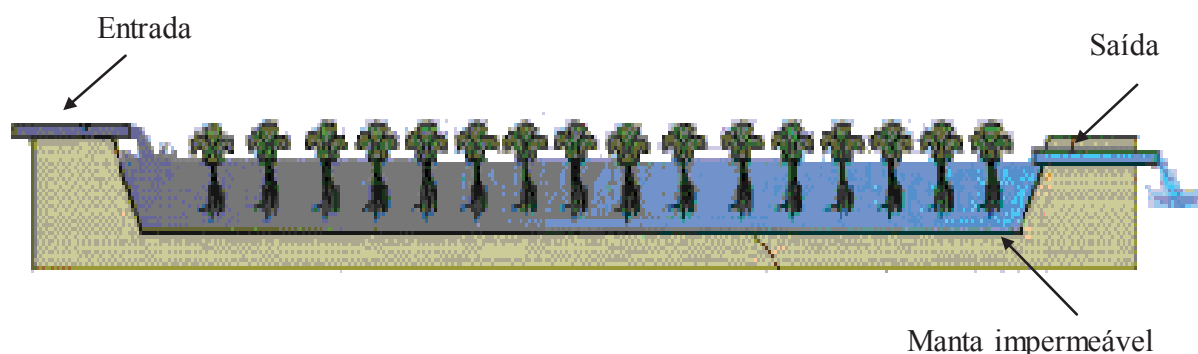


Figura 5. Sistema *wetlands* construídos com plantas aquáticas flutuantes livres (IEA, 2004).

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 flutuantes debaixo d'água (Figura 6). Estas macrófitas submersas tem seus tecidos fotossintéticos completamente imersos na água (DIAS *et al.*, 2000).

Salati (2003) relata, observando um sistema de alagados construídos com macrófitas fixas submersas, que estas ficam totalmente imersas na água e que, quando expostas ao sol, geralmente os seus tecidos fotossinteticamente ativos são destruídos. As espécies mais utilizadas são *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna* e *Egéria densa* (egéria). Espécies como *Elodea canadensis* (elodea), *Elodea nutalli*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum* e *Paramegeton* spp também são utilizadas (SOARES; FERREIRA, 2001). O principal uso potencial das macrófitas submersas é no polimento dos efluentes, após o tratamento secundário. O aumento de oxigênio dissolvido na água, resultante do processo fotossintético que ocorre durante o período diurno, promove condições favoráveis para a mineralização da matéria orgânica.

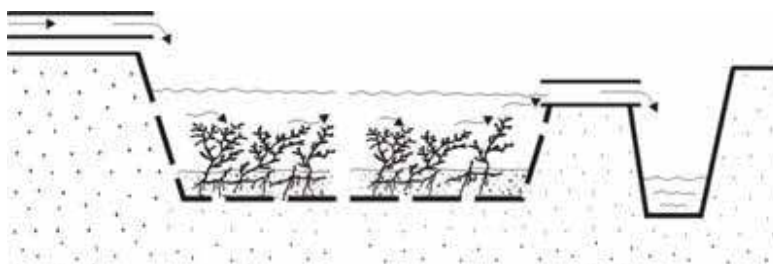


Figura 6. Sistemas *wetlands* com macrófitas submersas (VYMAZAL, 2008).

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 um processo de filtração (depende da estrutura granulométrica do solo e da sua composição), físico-química (pela retenção de cátions e ânions do solo) ou biológica (ação dos micro-organismos do solo que decompõem a matéria orgânica e mantém a permeabilidade através do sistema radicular). O funcionamento do sistema de solo filtrante depende das características do efluente a ser tratado.

Os projetos de sistemas de alagados combinados incluem um tipo de alagado construído ou uma combinação. Tendo em vista que cada técnica de alagado construído tem maior eficiência para a redução de certos parâmetros, alguns sistemas de purificação hídrica têm sido projetados utilizando-se uma combinação de técnicas (BRIX, 1993; SALATI, 1987).

Karpiscak *et al.* (1999) cita que pesquisas feitas nos Estados Unidos mostraram que a utilização simultânea de múltiplas espécies de plantas em sistemas de *wetlands* construídos é capaz de remover micro-organismos patogênicos como *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, melhorando a qualidade do efluente.

Existem três projetos básicos para a utilização desta técnica com plantas aquáticas emergentes, tendo a finalidade de tratamento da água residuária: 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 entre 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.

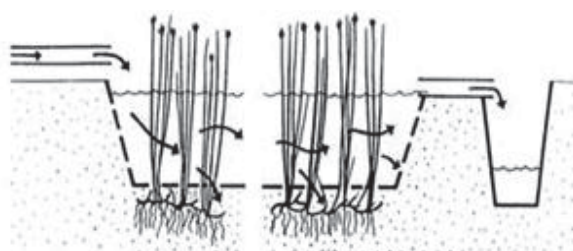


Figura 7 – Esquema de alagado construído de fluxo superficial (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

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 meio granular, com profundidade em torno de 0,6 metros e em contato com os rizomas e raízes das macrófitas, (Figura 8).

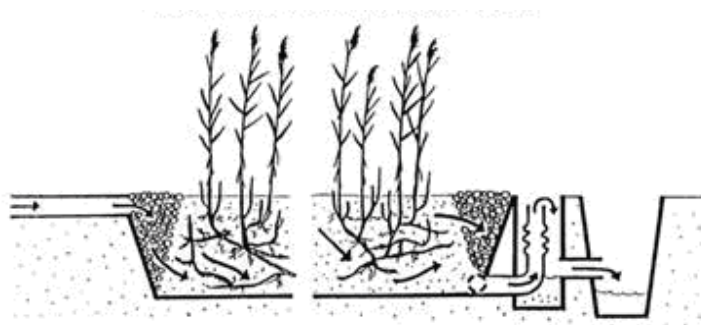


Figura 8 – Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

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. Neles 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: fornecer o oxigênio para os micro-organismos na rizosfera e aumentar e estabilizar a condutividade hidráulica. O total de nutrientes retirados pelas plantas e armazenados nos tecidos destas 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 uma boa remoção de nitrogênio e fósforo. A eficiência de remoção de poluentes no tratamento secundário é atingida em *wetlands* construídos com uma área superficial de 05-10m².hab⁻¹, podendo atingir médias de 30% a 50% (ou 60%) de remoção de nutrientes (LABER; PERFLER; HABEL, 1997).

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

Lima (1998) utilizou um sistema *wetland* construído como pós-tratamento de efluentes provenientes de um filtro anaeróbio, observando uma redução de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) de 21% em razão da nitrificação seguida de desnitrificação do

efluente. Roston e Mansor (1999) testaram sistemas *wetlands* construídos com meio suporte de britas de diferentes dimensões, plantados com taboa (*Typha dominguensis* Persd. e *Typha latifolia* L) e *Eleocharis fistulosa*. Os autores observaram um melhor desempenho na remoção de NTK no sistema que continha a brita de menor dimensão e *Eleocharis fistulosa*. A eficiência de remoção em todos os leitos foi superior a 70%, chegando, aproximadamente, a 92%.

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.

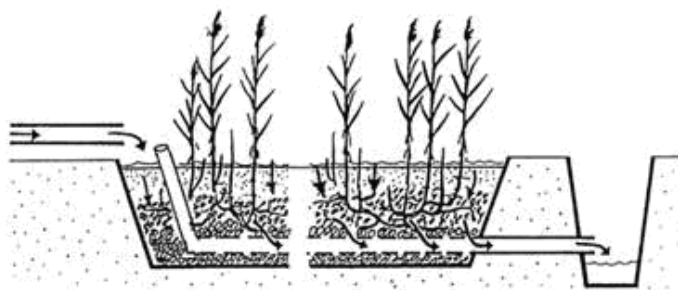


Figura 9 – Esquema de alagado construído de fluxo subsuperficial vertical (GARCIA; MORATÓ; BAYONA, 2005).

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. Assim, o tratamento é mais efetivo, já que é nessas camadas que existem as raízes das plantas, 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, eleva as condições de oxigenação da rizosfera e do substrato, o que aumenta a eficiência de remoção (HILL; SAWHNEY, 1981 apud SALATI, 2003). Como tratamento secundário, atinge eficiências de remoção de nitrogênio acima de 85% (KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009).

Em pesquisa feita na Tailândia, país de clima tropical, com o monitoramento de um sistema *wetland* construído com fluxo vertical (em escala laboratorial), mostrou que se pode alcançar uma eficiência de remoção de DQO de 90%, porém, com o aumento simultâneo das cargas hidráulica e orgânica, a eficiência tende a diminuir (KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009).

A Tabela 3 mostra um resumo das características e eficiências de remoção de poluentes de alguns sistemas alagados construídos e experimentados no Brasil, onde observa-se que Roston e Mansor (1999) e Meira (2004) utilizaram em seus experimentos brita como meio suporte, taboa e os alagados com fluxo horizontal obtendo resultados de remoção de DBO em torno de 83,3% e nitrogênio amoniacal e NTK de 97 a 100% e 70 a 92%, respectivamente.

Os resultados das pesquisas feitas por Marques *et al.* (1997) e Souza *et al.* (2000), com efluentes tratados por alagados de fluxo horizontal, meio suporte de areia grossa, taboa e junco, respectivamente, indicam, conforme o segundo autor, 79 a 84% de remoção de matéria orgânica e 76% de nitrogênio e 78 a 100% de fósforo. Marques *et al.* observou a remoção de metais pesado, como cromo (81%), chumbo (96%), Zn (76%) e Ni (92%).

Segundo as pesquisas realizadas por Mazzola (2003), avaliando efluentes secundários, utilizou alagados de fluxo vertical, brita como suporte e taboa, demonstrando 60% de remoção de sólidos suspensos totais, 15% de nitrogênio amoniacal, 80% de DQO, 30% de fósforo e 8% de nitrato. Com a espécie *Eleocharis* sp. observou a remoção de 11% de fósforo e nitrato e 10% de nitrogênio amoniacal.

Tabela 3. Características de alguns sistemas de alagados construídos, no Brasil, com respeito à remoção de poluentes do efluente.

Referência Bibliográfica e efluente	Meio suporte e tipo de Fluxo	Planta (macrófita)	Variáveis e eficiências de remoção obtidas
Roston e Mansor (1999), Efluente de lagoa de estabilização	Britas com diferentes dimensões – FH	Taboa (<i>Typha dominguensis Persd.</i> X <i>Typha latifolia L</i>) e <i>Eleocharis fistulosa</i>	NTK: >70% em todos os leitos, chegando a 92%.
	Brita	Taboa (<i>Typha</i> sp)	DBO (83,3%); P total (87%); N-NH ₃ (100%); colif. termotolerantes (99,97%).
Meira (2004), Rio urbano poluído.	Brita e Areia - FH	Taboa (<i>Typha</i> sp)	P total (87%); N-NH ₃ (97%); DBO (95%); turb (97%), C.E. (102%); alcal (75%); bicarb (124%); Na (248%); dur (96%); Ca (132%), Mg (120%) e Cl (233%).
	Brita e Areia - FH	Arroz	Colif. termotolerantes (99,86%).
Marques <i>et al.</i> (1997), efluente de drenagem ácida.	Areia grossa - FH	<i>Typha sabulata</i>	Aumentou pH de 4 para valores entre 5,3 e 6,7. Cr (81%), Pb (96%), Zn (60%) e Ni (92%).
Sousa <i>et al.</i> (2000), efluentes domésticos de filtro anaeróbio	Areia grossa lavada - FH	Junco (<i>Juncus</i> sp)	MOC (79% a 84%); N (76% a 87%) e P (78% a 100%).
Mazzola (2003), efluente secundário de esgoto doméstico.	Brita - FV	Taboa (<i>Typha</i> sp)	SST (60%); N-NH ₃ (15%); DQO (80%); P (30%); NO ₃ (8,06%).
		<i>Eleocharis</i> sp	P (11,42%); NO ₃ (11,11%); N-NH ₃ (10%)
Roston e Collaço (2003), efluente doméstico tratado, de ETE, com alto teor de sólidos.	Pneu - FV	Taboa (<i>Typha</i> sp)	DQO (76,7%) e N-NH ₃ (34%), SS (73,3%).
	Brita - FV		DQO (72,4%) e N-NH ₃ (36%), SS (36,2%).

Nos trabalhos publicados por Roston e Collaço (2003), utilizando alagados de fluxo vertical, pneu e brita e taboa, obtiveram como resultados de remoção 76,7% e 72,4% de DQO, 34 e 36% de nitrogênio amoniacal e 73,3 e 36,2% de sólidos sedimentáveis, respectivamente.

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 onde ocorre a reciclagem dos elementos essenciais à vida: carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e fósforo, bem como dos micronutrientes metálicos. Neles ocorre a remoção dos compostos orgânicos, como sólidos sedimentáveis (SS) que são tipicamente medidos pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de sólidos suspensos totais (SST) que são removidos pela atividade biológica ou pela sedimentação.

Reconhecendo 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, mas é convertido em material vegetal e devolvido à atmosfera, ou depositado no fundo dos alagados. Como vimos, 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 no qual uma molécula de água fluirá de uma extremidade do alagado à outra. No sistema natural isso varia bastante, de estação para estação e de ano, para ano devido às flutuações na ocorrência de chuvas na bacia de drenagem. 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 para os resultados do tratamento (CAMPBELL; OGDEN 1999). Desta forma, os princípios do projeto são baseados na capacidade hidráulica, no tempo de detenção, nas taxas de

carreamento, na temperatura da água e na densidade de plantas, embora centenas de espécies de bactérias e outros micro-organismos também estejam envolvidos, bem como as plantas e animais superiores (MITSCH; GOSSELINK, 1992 *apud* CAMPBELL; OGDEN 1999).

Os alagados construídos são fáceis de se operar, pois se assemelham a lagoas de estabilização preenchidas com camadas de cascalho e plantas. Nos aspectos operacionais a preocupação deve ser com: manutenção do nível da água, manutenção de aterros e mantas, manutenção da estanqueidade, controle de pragas, manutenção da distribuição do fluxo e das estruturas de controle de nível. Ajustar as estruturas de nível e a divisão do fluxo é essencial para a operação dos alagados construídos. Essas estruturas devem estar livres de detritos e de pragas, e devem ser periodicamente escovadas para remoção do crescimento de bactérias que podem afetar a distribuição em situações de baixo fluxo (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

A inspeção visual deve acompanhar os fluxos, ou seja, deve-se observar se estes se mantêm 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 a verificação de possíveis ocorrências de 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 se degrada durante o resto do ano, registrando um aporte extra de matéria orgânica ao sistema, além daquele 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. É geralmente aceito que a colheita não tem efeito significativo na remoção dos nutrientes (BRIX, 1994 a) e, portanto, não é uma prática recomendada porque a quantidade de nutrientes removidos pela colheita é insignificante em comparação com as contribuições (BRIX, 1994b). Também, deve-se levar

em conta os principais custos de manutenção, tais como a eliminação dos nichos de certas espécies, os efeitos da ressuspensão dos sedimentos durante a colheita e a vulnerabilidade do sistema quanto às temperaturas (KADLEC *et al.* 2000).

4.3.3 Qualidade do efluente dos sistemas de alagados construídos produzido durante o tratamento dos esgotos domésticos.

Como foi registrado 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 permitindo 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, nitrogênio, fósforo, 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 a utilização de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo nos ecossistemas dos alagados, como já foi explicado, são processos biológicos que dependem da temperatura, embora a remoção possa também ser determinada por processo químico.

a) Processo de transformação do carbono nos alagados construídos.

Como mostra a Figura 10, o processo de reciclagem do carbono faz parte do ciclo natural e é um elemento essencial da ecologia dos alagados. Este processo de reciclagem depende da temperatura, pois a velocidade da atividade microbiana pode 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 deste elemento químico (CAMPBELL; OGDEN 1999).

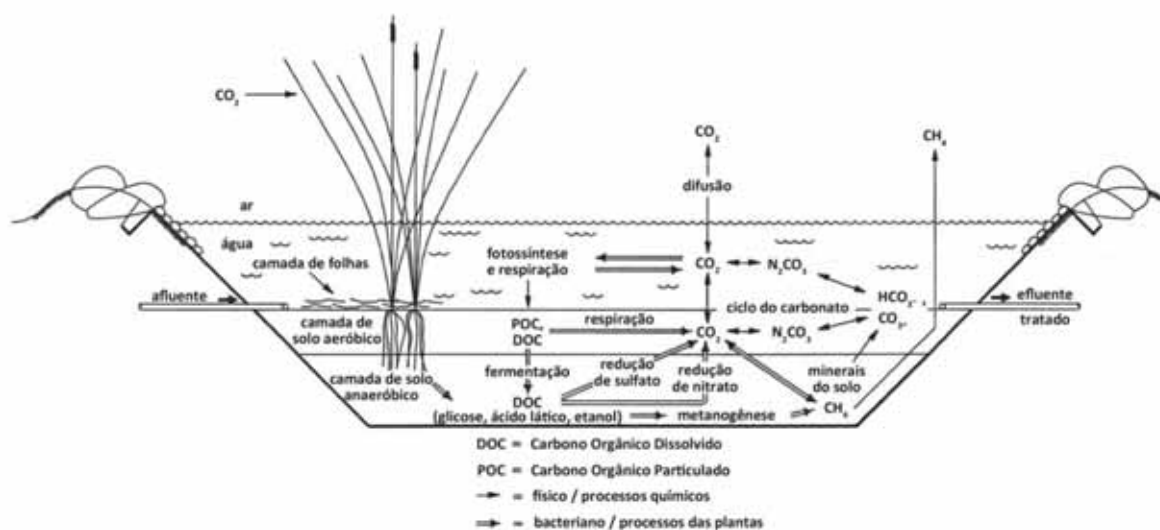


Figura 10 – Ciclo do carbono no alagado construído (adaptado de CAMPBELL; OGDEN 1999).

b) Processo de remoção de nitrogênio nos alagados construídos

As principais transformações que ocorrem com os compostos nitrogenados são: assimilação, amonificação, fixação biológica, 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 estas 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 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 N 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 a inorgânicos. 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).

Os principais processos de transformação do N em sistemas alagados construídos podem ser resumidos na Figura 11.

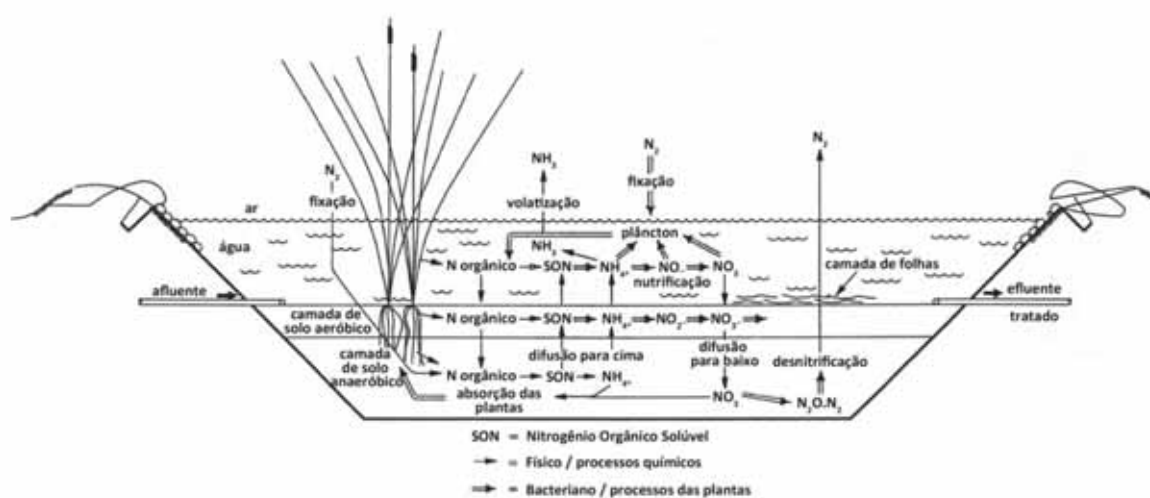


Figura 11- Ciclo do nitrogênio no alagado construído (adaptado de CAMPBELL; OGDEN 1999).

No ciclo do nitrogênio, demonstrado na Figura 11, a fixação biológica do N atmosférico ocorre pela ação do plâncton, ou seja, Campbell e Ogden (1999) se referem ao fitoplâncton (cianobactérias heterocistadas) às bactérias de vida livre e às bactérias simbióticas associadas geralmente às raízes e colmos das plantas superiores (MOTA, 1997),

da mesma maneira como ocorre nas bactérias simbióticas (*Rhizobium*), associadas aos nódulos das raízes de leguminosas e, certamente, a outras plantas (HAVELKA, *et al.*, 1982; STEVERSON, 1982 *apud* 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/m²/ano, dependendo do tipo de alagado e da carga afluente. 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).

O processo de nitrificação consiste na conversão dos compostos de nitrogênio à 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 nos alagados, as 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 fósforo pode ser vinculado às partículas de argila, no solo, e transportadas para fora dos alagados por insetos e aves que consomem sementes e folhas (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

O processo responsável pela remoção de nutrientes (N) 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, por isso sendo considerados como o melhor 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 fotossintética e, assim, fornecer condições que favoreçam a volatilização da amônia.

A remoção do N por absorção pela planta é mais efetiva em sistemas de plantas flutuantes, enquanto nos sistemas de plantas fixas emergentes o potencial de remoção de N é muito pequeno, especialmente quando o sistema é projetado para o tratamento

de esgotos domésticos. O processo de adsorção de N 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), pois facilita a colmatação pelo esgoto.

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_2 para oxidar 1mg de $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$ e 8,64 mg de HCO_3^- por mg de N amoniacal oxidado (METCALF; EDDY, 1991).

A desnitrificação é realizada por bactérias anaeróbias facultativas, autotróficas e heterotróficas (que depende de condições anóxicas) 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 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 da presença componente orgânico, 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: pH de 7,0 a 9,0 (Metcalf e Eddy 1991), de 7,0 a 8,0 para Haandel e Marais (1999) e de 7,0 a 7,5 para Vymazal (2008) valores de pH menores do que 6,0 e maiores do que 8,5 favorecem muito a redução da 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 do que estes há um declínio na taxa de desnitrificação (HAMMER; KNIGHT, 1994). Mudanças de temperatura podem inibir o processo, uma vez que os micro-organismos 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) Processo de remoção de fósforo nos alagados construídos

O fósforo presente nas águas residuárias, quer seja na forma iônica ou complexada, encontra-se geralmente como fosfato e sua remoção por disposição dos esgotos em *wetlands* é controlada pelos processos bióticos e abióticos (D'ANGELO, 1997 *apud* SOUZA *et al.*, 2000).

A remoção de P nos alagados construídos acontece por meio dos processos de absorção pela planta, pela imobilização microbiana, pela adsorção do mesmo às partículas do solo ou ao substrato e pela precipitação. Em sistemas de fluxo subsuperficial, a planta e os micro-organismos são importantes para a remoção de P em curto prazo, porém o maior potencial de remoção de P é via sedimentação no substrato ou solo (WHITE; HAMMOND, 2008).

Em sistemas de fluxo vertical, com aplicação intermitente de carga, a remoção por adsorção pode não ser eficiente, uma vez que a oxigenação do leito pode causar dessorção, com subsequente liberação de P para a coluna d'água. Brita lavada e rocha triturada, geralmente, fornecem baixa capacidade de sorção (absorção e adsorção) e precipitação. A remoção de P é alta, mas os mecanismos de sorção e precipitação são saturáveis e ela decresce com o tempo, levando ao aumento das concentrações de P nos

efluentes produzidos. Esse aumento também pode ser resultado das trocas físico-químicas e das condições de oxi-redução ou do aumento da carga de aplicação hidráulica do esgoto (VYMAZAL, 2008).

Ainda segundo este autor, em sistemas de fluxo subsuperficial que trabalham com altas taxas de aplicação, a remoção via colheita da vegetação é muito pequena, mas pode ser substancial quando são operados com cargas hidráulicas baixas ou quando os sistemas alagados possuem plantas flutuantes. Nestes casos, para assegurar uma eficiência ótima de remoção de P, é necessário estabelecer uma frequência eficiente de colheita das plantas. A remoção de P em *wetlands* construídos, geralmente, é baixa, variando entre 40% e 60%, podendo ser alta quando o substrato possui elevada capacidade de sorção.

d) 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 de 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.

Melo Jr (2003) 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.

4.4 Reúso da água

O conceito de reutilização ou reúso de água, ou o uso de águas residuárias tratadas, não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo, há muitos anos. Segundo a NBR 13.969/07 existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação.

O reúso de esgoto tratado é uma prática que promove a economia da água doce existente no planeta e a preservação de mananciais que recebem despejos provenientes das ETE (BRASIL; ANDREOLI, 2006). Essa prática, atualmente muito discutida, posta em evidência e já utilizada em alguns países, está baseada no conceito de substituição de mananciais.

O reúso indireto e planejado da água ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são descarregados de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneas, para serem utilizados a jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003).

As aplicações da água reciclada, segundo a NBR 13.969/07, podem ser feitas nas: a) irrigação paisagística; b) irrigação de campos para cultivos; c) utilização industrial; d) recarga de aquíferos; e) utilização urbana não potável; finalidades ambientais; f) utilizações diversas.

Os esgotos tratados têm um papel fundamental no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos como um substituto para o uso de águas destinadas a fins agrícolas e de irrigação, entre outros. A grande vantagem da utilização da água de reúso é a de preservar a água potável exclusivamente para atendimento de necessidades que exigem a sua potabilidade, como para o abastecimento humano (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003).

Dentro do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, na Câmara Técnica de Ciência e Tecnologia formulou e promulgou em dezembro de 2005 a primeira legislação específica sobre reúso, que é a Resolução 54 de 28 de novembro de 2005, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água em todo o território nacional.

Essa Resolução no seu segundo artigo estabelece as principais definições referentes ao tema, destacando-se as relativas à produção, distribuição e usos dessas águas. No artigo terceiro estabelece as modalidades para o reúso de água.

Segundo HESPANHOL (2003), com o emprego do reúso a redução do uso de águas dos mananciais pode variar entre 10% e 50%, no caso do consumo doméstico, e entre 10% e 95%, no caso das indústrias. A gestão dos recursos hídricos no Brasil, particularmente no Estado de São Paulo, relaciona-se diretamente às palavras conservação e reúso. A presença de organismos patogênicos e de compostos orgânicos sintéticos, na grande maioria dos efluentes para reúso, principalmente naqueles oriundos das ETE de grandes centros, com pólos industriais expressivos, classifica o reúso potável como uma alternativa associada a riscos muito elevados, tornando-o praticamente inaceitável. Além disso, os custos dos sistemas de tratamento avançados que neste caso seriam necessários, levariam à inviabilidade econômica do abastecimento público, não havendo, ainda, garantia de proteção adequada da saúde pública dos consumidores. No entanto, face às grandes vazões envolvidas, chegando até a 80% do uso da água, em algumas regiões e países, uma especial atenção deve ser dada ao reúso para fins agrícolas.

Uma alternativa, visando ao uso racional da água doce, é a substituição de água de melhor qualidade por águas residuárias tratadas. Esta prática possibilita o aumento da disponibilidade de recursos hídricos para finalidades que requerem padrões de qualidade mais exigentes, como o abastecimento domiciliar, industrial e rural.

4.5 Irrigação na agricultura e o reúso dos esgotos tratados para fertirrigação

Segundo Lima; Ferreira e Christofidis (2009), o uso consumptivo (parte da água utilizada para este fim não retorna ao seu curso original, havendo redução efetiva da disponibilidade do manancial) de água na agricultura, no Brasil, é de 70% do total de água consumida. Os 30% remanescentes destinam-se a usos domésticos e industriais, em partes iguais. É muito provável que, antes do término desta década, a agricultura apresente um uso consumptivo próximo de 80%, assim aumentando os conflitos de uso que hoje ocorrem na grande maioria das bacias hidrográficas, principalmente naquelas com desenvolvimento agrícola e urbano significativo (HESPANHOL, 2003).

Além disso, nos usos consumptivos, normalmente a água que retorna aos mananciais tem qualidade inferior a da que foi captada e sua diluição afeta a qualidade de todo o corpo d'água.

De acordo com SAAD (2006), a passagem da água pelo sistema produtivo constata a necessidade de 1000 toneladas (t) de água para produzir 1 tonelada de trigo ou 1 tonelada de milho; 2000 t de água para produzir 1t de arroz; 7000 t de água para produzir 1t de carne. A área cultivada no Brasil é de 66.000 milhões de hectares (ha) e, desta a área total cultivada é de 47.285 milhões de ha das 13 principais culturas, sendo que 3,63 milhões de hectares são irrigados. Isto corresponde a 5,5% da área total cultivada, sendo importante enfatizar que 5,5 % da área representam $\pm$ 35% da produção agrícola nacional, ou seja, sem irrigação a população brasileira passaria fome. A irrigação atual utiliza 1 L/s/ha, quando para uso racional a quantidade ideal é de 0,5 L/s/ha.

Os principais impactos ambientais associados ao uso da água na irrigação são: modificação do meio ambiente; consumo exagerado da disponibilidade hídrica da região; contaminação dos recursos hídricos; salinização do solo nas regiões áridas e semi-áridas e problemas de saúde pública. A Tabela 4 mostra a estimativa de demanda de água, em 1998, para a irrigação, nos Estados brasileiros.

Embora os grandes benefícios advindos do uso da irrigação sejam incontestáveis, é preciso ter em mente que os projetos de irrigação podem causar impactos adversos ao meio ambiente, à qualidade do solo e da água, à saúde pública e ao aspecto sócio-econômico da região (LIMA; FERREIRA; CHRISTOFIDIS, 2009).

A aplicação de esgotos no solo constitui uma das práticas mais antigas de tratamento, destino final e/ou reciclagem de esgotos sanitários. As “fazendas de esgotos” como ficaram conhecidas as primeiras experiências na Inglaterra, no início do século XIX, logo se disseminaram pela Europa e EUA. Entre vários exemplos, talvez o mais significativo seja o da cidade de Melbourne, Austrália, onde há um sistema em operação desde 1897, que recebe atualmente 510 milhões de litros de esgoto por dia, ocupando uma área de 10.850 ha e servindo à pastagem de um rebanho de 13.000 bovinos e 3.000 ovinos (BASTOS *et al.* 2003a).

Tabela 4. Demanda anual de água para a irrigação no Brasil por regiões e Estados (1998).

Região/Estado	Área Irrigada (hectares)	Água derivada dos mananciais (mil m³/ano)	Água consumida pelos cultivos (mil m³/ano)	Água derivada dos mananciais (m³/ha.ano)	Água consumida pelos cultivos (m³/ha.ano)	Eficiência de Irrigação %
Norte	86.660	836.900	461.320	9.657	5.323	55,1
Rondônia	2.230	20.168	11.536	9.044	5.173	57,2
Acre	660	6.137	3.332	9.298	5.049	54,3
Amazonas	1.710	21.466	12.107	12.553	7.080	56,4
Roraima	5.480	63.966	35.428	11.545	6.465	56,0
Pará	6.850	86.461	46.169	12.622	6.740	53,4
Amapá	1.840	18.799	10.922	10.217	5.936	58,1
Tocantins	67.890	619.903	341.826	9.131	5.035	55,1
Nordeste	495.370	8.114.586	5.340.146	16.380	10.780	65,8
Maranhão	44.200	815.446	499.283	18.449	11.296	61,2
Piauí	24.300	445.929	272.257	18.351	11.204	61,1
Ceará	82.400	1.426.014	922.633	17.306	11.197	64,7
Rio Gde Norte	19.780	310.961	221.556	15.721	11.201	71,2
Paraíba	32.690	471.521	333.798	14.424	10.211	70,8
Pernambuco	89.000	1.619.355	1.046.640	18.195	11.760	64,6
Alagoas	8.950	155.014	102.495	17.320	11.452	66,1
Sergipe	25.840	427.600	293.026	16.548	11.340	68,5
Bahia	168.210	2.442.746	1.648.458	14.522	9.800	67,5
Sudeste	890.974	9.497.223	6.223.402	10.659	6.985	65,5
Minas Gerais	293.400	3.429.553	2.055.560	11.689	7.006	59,9
Espírito Santo	65.774	620.775	411.088	9.438	6.250	66,2
Rio de Janeiro	76.800	1.121.050	639.974	14.597	8.333	57,1
São Paulo	445.000	4.325.845	3.116.780	9.721	7.004	72,1
Sul	1.195.440	13.696.405	8.521.624	11.457	7.128	62,2
Paraná	62.300	615.088	411.180	9.873	6.600	66,9
Santa Catarina	134.340	1.660.039	934.066	12.357	6.953	56,3
Rio Gde Sul	998.800	11.421.278	7.176.378	11.435	7.185	62,8
Centro-Oeste	201.760	1.602.183	492.667	7.941	2.442	30,8
Mato Grosso Sul	61.400	505.322	303.009	8.230	4.935	60,0
Mato Grosso	12.180	89.620	58.647	7.358	4.815	65,4
Goiás	116.500	914.5525	62.741	7.850	5.354	68,2
Distrito Federal	11.680	92.716	68.270	7.938	5.845	73,6
Brasil	2.870.204	33.777.297	21.039.159	11.768	7.330	62,3

(Fonte: Christofidis, D., 1999, In: Lima; Ferreira; Christofidis, 2009).

A reutilização dos efluentes para fins de irrigação tem ocorrido ao longo dos séculos. Há uma série de aspectos técnicos, econômicos, ambientais e sociais associados com a reutilização do efluente. Bastos *et al.* (2003a) identificaram que as primeiras

experiências tinham como objetivo o tratamento dos esgotos e a irrigação como meio de reciclagem da água e produção agrícola, porém, o desenvolvimento da microbiologia sanitária e as preocupações com a saúde pública fizeram com que esta alternativa se tornasse desaconselhada em meados do século XX.

O uso dos esgotos tratados para a irrigação de culturas vem aumentando, em razão: da dificuldade de se identificar fontes alternativas de água para a irrigação; dos elevados custos dos fertilizantes; da preocupação com a segurança no sentido de colocar em riscos à saúde pública; da minimização dos impactos sobre o solo; dos custos elevados dos sistemas de tratamento necessários para a descarga de efluentes em corpos receptores; da aceitação sociocultural da prática do reúso agrícola; do reconhecimento pelos órgãos gestores de recursos hídricos e do valor intrínseco da prática do reúso (MACHADO, 2004).

Segundo Hespanhol (2003), os critérios de tratamento para reúso agrícola são distintos daqueles estabelecidos para a descarga de efluentes líquidos em corpos d'água e é extremamente benéfico que os efluentes tratados contenham concentrações significativas de matéria orgânica e o máximo possível de nutrientes e micronutrientes contidos no esgoto bruto.

Segundo Bastos *et al.* (2003a), os métodos mais utilizados para a disposição de esgotos no solo são: infiltração rápida em solos arenosos sem cobertura vegetal (infiltração-percolação), escoamento superficial sobre superfícies planas inclinadas e cobertas por vegetação, e irrigação (escoamento, infiltração-percolação e absorção pelo sistema radicular) com aplicação de taxas hidráulicas altas, médias ou baixas.

Estudos efetuados em diversos países demonstraram que a produtividade agrícola aumenta significativamente em sistemas de irrigação com esgotos adequadamente administrados. Essa aplicação de nutrientes e micronutrientes reduz substancialmente ou eliminam a necessidade de emprego de fertilizantes no solo (HESPANHOL, 2003).

Os esgotos sanitários podem conter os mais variados micro-organismos patogênicos, portanto, não restam dúvidas de que a sua utilização na irrigação envolve riscos à saúde. Porém, muita controvérsia ainda persiste com respeito à definição do padrão de qualidade e do grau de tratamento que garanta a segurança sanitária. Os critérios e

padrões de qualidade microbiológica de efluentes usualmente estão associados ao tipo de cultura e ao método de irrigação. Os critérios mais restritivos estão associados à irrigação de produtos que são ingeridos crus e às utilizações de irrigação por aspersão, sendo que critérios mais permissíveis são admitidos para culturas não comestíveis e irrigação localizada (BASTOS *et al.*, 2003b).

Os esgotos brutos contêm de 10^7 a 10^9 coliformes por 100 mililitros, necessitando ser tratados por sistemas que permitam uma remoção de quatro a seis unidades $\log_{10}$, para se atingir as diretrizes para reúso irrestrito. Essa condição pode ser obtida apenas por meio de desinfecção, nas lagoas de estabilização e em reservatórios de acumulação (HESPANHOL, 2003).

Os micro-organismos indicadores de contaminação fecal permitem que sejam analisados volumes pequenos de água, com técnicas simples, de baixo custo e obtenção de resultados rápidos, ao contrário da análise sistemática de todos os micro-organismos eventualmente contaminantes, que se torna difícil, onerosa e impraticável (CEBALLOS, 2000).

De acordo com Marques *et al.* (2003), quando o tratamento do esgoto é o principal objetivo, as necessidades das culturas vêm em segundo plano, o que aumenta a necessidade de monitoramento do sistema água-solo-planta para reduzir os impactos negativos. Ao considerar o esgoto sanitário como insumo agrícola, naturalmente deve-se priorizar o atendimento às necessidades das culturas e a sustentabilidade das atividades agrícolas. A intensidade de aplicação dependerá da eficiência hídrica do sistema solo-planta-atmosfera. Também devem ser observados os aspectos sanitários e o manejo da irrigação, de forma a garantir a segurança e a sustentabilidade das atividades agrícolas irrigadas.

Com relação às questões legais e normativas, a Resolução 357 do CONAMA estabelece os níveis máximos de concentrações de substâncias na água para a sua utilização na irrigação de plantas alimentícias ou não.

Em países onde a prática do reúso de água é intensiva, como nos Estados Unidos, as exigências e o controle relativos ao pré-tratamento dos seus efluentes, pelas indústrias, são rigorosos, visando evitar a presença de substâncias na rede coletora em teores que possam comprometer o tratamento biológico na ETE municipal e, em decorrência,

comprometer não mais apenas o meio ambiente, mas também a segurança do reúso da água recuperada, quando este é praticado.

Diante dos levantamentos bibliográficos apresentados partiu-se para os trabalhos de análises de amostragem de todas as etapas do processo de tratamento de esgoto da ETE Tibiriçá.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 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), a população do Distrito de Tibiriçá é de 1.004 hab atendidos por água potável, através de poço profundo, além de rede coletora e 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 afluente que recebe os 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 (Fonte: Imagem do Google Earth, 2011).

No início do funcionamento da ETE, segundo informações cedidas pela administração do DAE, a operação ocorreu de forma precária, no período de 2000 a 2008, pelo processo de tratamento biológico, composto por: gradeamento, caixa de desarenação, tratamento secundário com tanque séptico, filtro anaeróbico de fluxo ascendente e duas lagoas de polimento, devido ao recebimento de alta carga orgânica por efluente não doméstico, suspeitando-se de resíduos de suinocultura, em virtude do odor e aspecto característico (Figura 13).



Figura 13. Localização da ETE Tibiriçá e do Córrego Barra Grande de Baixo (Fonte: Imagem do Google Earth, 2011).

5.2 Descrição do sistema de tratamento de esgotos implantado no distrito de Tibiricá

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

Inserida no Apêndice 1, a Figura 14 mostra o *lay-out* do processo de tratamento de esgoto, após a reformulação do sistema.

Na Figura 15 tem-se a vista do sistema de tratamento de esgoto completo, com as respectivas denominações de cada etapa.

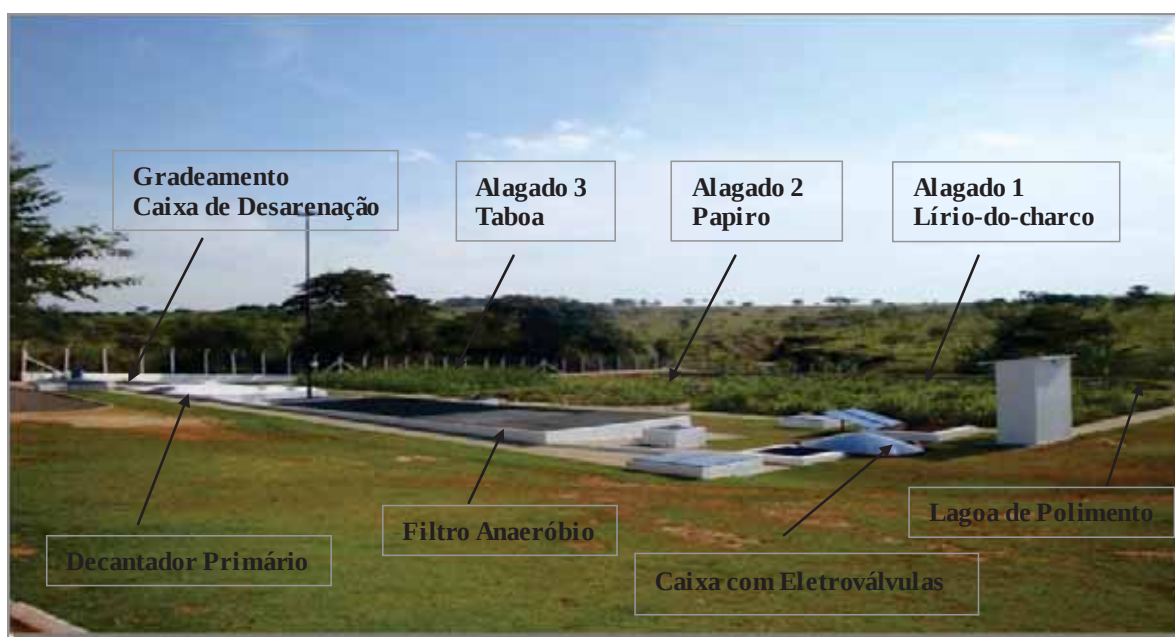


Figura 15. Vista do sistema completo - ETE Tibiricá.

Como estimativa das vazões da ETE, no período de agosto de 2010 a dezembro de 2010, considerou-se o consumo médio por economia, ou consumo *per* economia (CPE), utilizando os dados do banco de registros de consumos medidos pelo DAE. Como o Distrito apresenta 350 economias, cujo consumo médio mensal foi de 10.090 m³/mês em 2010, resultando na média de 23,06 m³/ec/mês, isto é, uma média de 153,75 L.hab⁻¹.dia⁻¹, a vazão média diária foi calculada em de 3,80 L/s (13,68 m³/h) ou 336,33 m³/dia.

No período de fevereiro a maio de 2011, foram feitas as medições de vazões da ETE e na Calha Parshall, em quatro horários, obtendo-se as vazões médias apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Vazão média diária do esgoto na ETE Tibiriçá em 18 horas (L/s) no período de fevereiro a maio/2011.

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

A medição da vazão na Calha Parshall foi feita no período das 6:00 hs às 00:00 hs, ou seja, em um período de dezoito horas, e a vazão média obtida foi de 6,4 L/s. Considerou-se a vazão das 00:00 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 24 horas, e a média resultante foi de 4,8 L/s ($17,28 \text{ m}^3/\text{h}$) ou $193,26 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (Figura 16).

Um dos fatores observados para o aumento da vazão é 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.

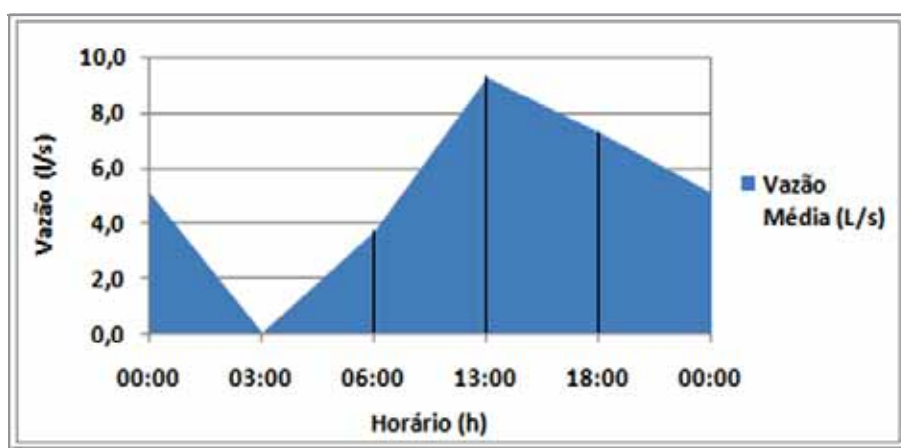


Figura 16. Valores das vazões médias diárias da ETE Tibiriçá.

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

5.2.1 Tratamento Preliminar ou Primário

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

a) Gradeamento

O esgoto chega à unidade de gradeamento por gravidade. Esta é composta 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 e registros, tubulações, e a obstrução dos vertedores, tubos difusores e bombas de recalque. As características da unidade de gradeamento estão presentes na Tabela 6.

Tabela 6. Especificações Técnicas da unidade de gradeamento da ETE Tibiriçá.

Variáveis	Valores
Espaçamento entre as barras	15 mm
Espessura das barras	6 mm
Velocidade do canal	> 0,50 m/s
Velocidade entre barras	Entre 0,60 e 1,20 m/s

b) Desarenação

A caixa de desarenação (Figura 17) é do tipo gravitacional, com canais paralelos, 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, contido no decantador primário. O desarenador tem suas características descritas na Tabela 7.

Tabela 7. Especificações técnicas da caixa de desarenação da ETE Tibiriçá.

Variáveis	Valores
Velocidade de sedimentação das partículas	2 cm/s
Velocidades de escoamento	0,30 m/s $\pm$ 20%
Tamanho das partículas removidas	> 0,15 mm

**Figura 17.** 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 correspondente à dimensão padrão $W = 3''$ (0,076m). Funciona como unidade de controle de velocidade, 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 18).

**Figura 18.** 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, de onde este deverá ser removido periodicamente, enquanto o sobrenadante segue para o filtro anaeróbio. As características do decantador primário estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8. Especificações técnicas do decantador primário da ETE Tibiricá.

Características	Medidas
Comprimento (m)	10,00
Largura (m)	3,62
Profundidade (m)	5,45
Profundidade útil média (m)	5,15
Volume útil (m ³)	159,87
Tempo de detenção (TDH) (h)	14,26 (projetado)
	9,25 (real)

Observou-se que a vazão recebida no sistema estava acima da projetada, onde o tempo de detenção hidráulica (TDH) estimado era de 14,26 hs. Após a medição da vazão na calha Parshall, verificou-se que o TDH real era de 9,25 hs, demonstrando estava ocorrendo a passagem de muitos sólidos, que não ficavam retidos no decantador em razão do aumento da velocidade hidráulica.

A seguir, a Figura 19 mostra um esquema do projeto do decantador primário para a retenção dos sólidos. No Apêndice 2, está inserido o corte do decantador primário em escala 1:50.

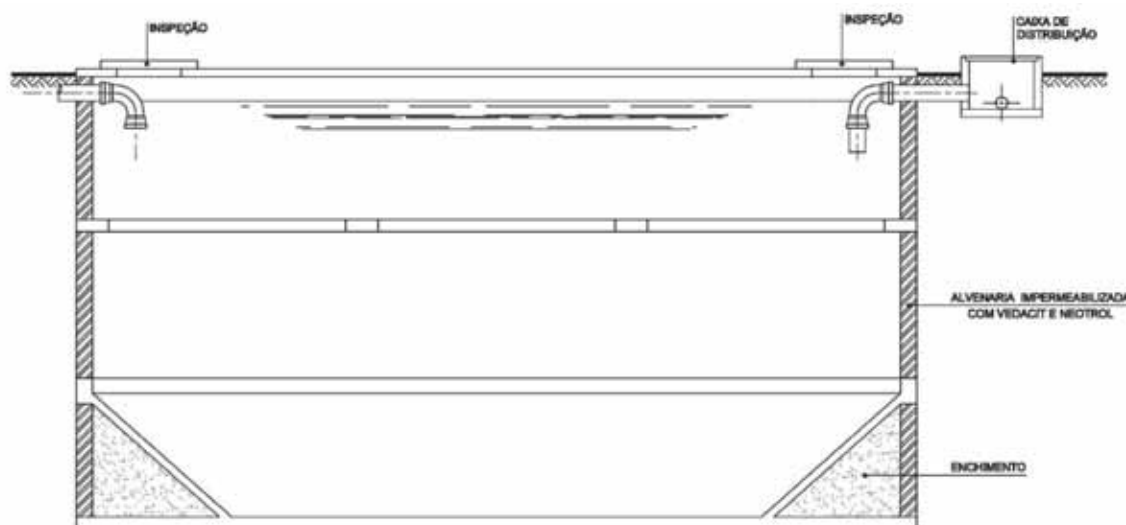


Figura 19 . Esquema do corte transversal do decantador primário da ETE Tibiricá (DAE, 2010).

5.2.2 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 20).



Figura 20. Vista do filtro anaeróbio de fluxo ascendente com o meio suporte em EPS com forma geométrica côncava, antes e durante a operação.

Na Figura 21 pode-se ver o esquema do filtro anaeróbico de fluxo ascendente. No Apêndice 3, consta o corte do decantador primário em escala 1:50.

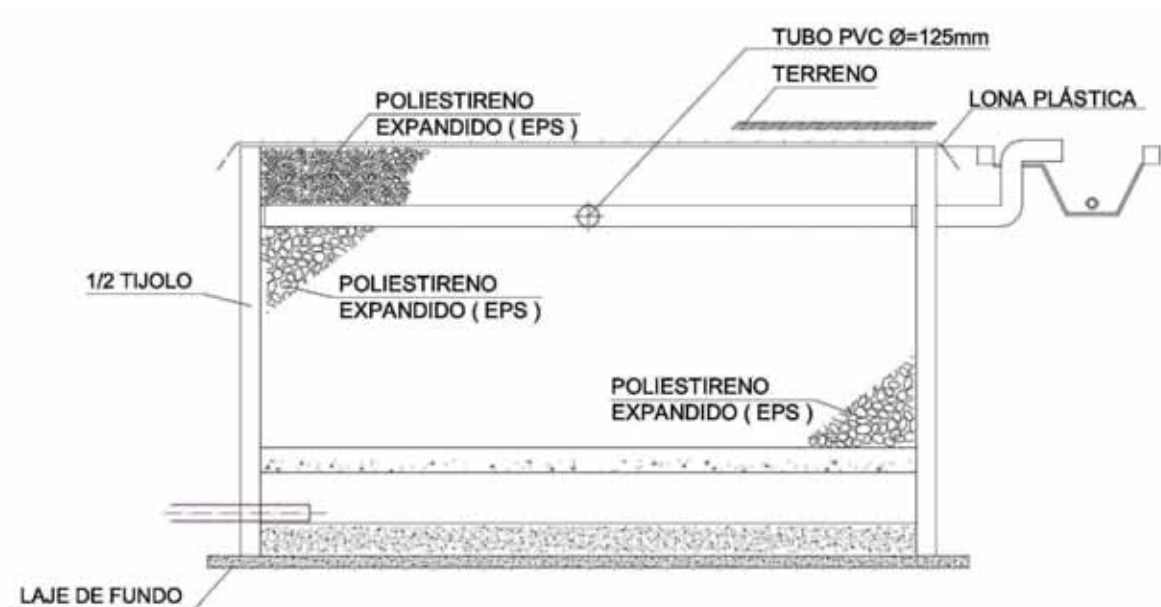


Figura 21. Esquema do corte transversal do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (DAE, 2010).

Os dados de dimensionamento para o filtro anaeróbico estão relacionados na Tabela 9.

Tabela 9. Especificações técnicas do filtro anaeróbico de fluxo ascendente da ETE Tibiricá.

Características		Medidas
Comprimento (m)		13,00
Largura do reator (m)		3,95
Profundidade (m)	Real	2,50
	útil	1,45 + 0,25 preenchimento = 1,70
Volume do útil reator (m ³)		87,30
Inóculo		Sem inóculo
Tempo de detenção hidráulica (h)		7,79 (projetado)
		5,05 (real)
Carga orgânica específica kg DBO.m ⁻³ .dia ⁻¹		1,061 (projetado)
		2,171 (real)

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

5.2.3 Tratamento terciário

a) Alagados construídos

A primeira lagoa de polimento foi transformada em três leitos de alagados construídos, 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 freático por infiltração. Foram instaladas tubulações drenantes em PVC de 100 mm, a uma distância de 15 cm do fundo (Figura 22).



Figura 22. Leitos dos alagados construídos da ETE Tibiriçá.

As tubulações de sucção da recirculação do esgoto são 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 leitos 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 23).



Figura 23. Vista dos alagados construídos com as tubulações drenantes superficiais e cultivo com macrófitas emergentes.

Os alagados construídos foram dimensionados para receber uma determinada vazão média diária e aplicação de tempo de detenção hidráulico (TDH) projetado, taxas de aplicação superficial, volumétrica, carga orgânica e carga amoniacal, ficando submetido às variações intrínsecas ao regime de produção de esgoto imposto pelas atividades do local (Tabela 10 e 11).

Tabela 10. Especificações técnicas dos sistemas alagados construídos da ETE Tibiricá.

Características físicas	Medidas
Altura dos alagados construídos (m)	1,00
Altura útil do substrato (m)	0,80
Largura útil (m)	8,70
Comprimento útil (m)	11,70
Profundidade útil (m)	0,70
Volume útil de cada alagado (m ³)	25
Volume de vazios médio (%)	35

Tabela 11. Valores de tempo de detenção hidráulica (h) e taxas de aplicação superficial, volumétrica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), carga orgânica ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), carga amoniacal ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), dos sistemas alagados construídos da ETE Tibiriçá.

Parâmetros	Valores	
Tempo de detenção hidráulica (h)	2,33	(projetado)
	1,52	(real)
Taxas de aplicação superficial:		
Volumétrica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	1,75	(Fase 1)
	1,36	(Fase 2)
Carga orgânica ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	0,18	(Fase 1)
	0,15	(Fase 2)
Carga amoniacal ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	0,031	(Fase 1)
	0,034	(Fase 2)

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 passava por uma caixa com capacidade de 7.000 litros (Figura 24).



Figura 24. 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 (Figura 25), 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 25. 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 26). No alagado 2 foi utilizada a espécie *Cyperus papyrus*, conhecida também por papiro, papiro ou papiro gigante, (Figura 27) e no alagado 3, a espécie *Typha latifolia* ou taboa (Figura 28).



Figura 26. Espécie *Iris pseudocorus* L. ou lírio-do-charco (alagado 1).



Figura 27. *Cyperus papyrus* ou papyrus (alagado 2) **Figura 28.** *Typha latifolia* ou taboa (alagado 3).

Na saída de cada alagado foram construídas caixas com dois níveis de drenos para a saída do efluente na parte inferior do sistema. A saída do nível médio teve o lançamento constante do efluente tratado (Figura 29).



Figura 29. Caixa com drenos em dois níveis.

b) Lagoa de Polimento

As vazões dos três alagados eram direcionadas à lagoa de polimento, para dar continuidade ao tratamento, esta sempre esteve em operação, desde o início das obras

(Figura 30). Nas amostragens o efluente final também é o efluente que sai da lagoa de polimento.



Figura 30. Lagoa de polimento.

Após a lagoa de polimento tem-se a caixa de saída da ETE, onde o efluente final é lançado a 500 metros de distância abaixo da estação (Figura 31).



Figura 31. Caixa de efluente final da ETE Tibiriçá.

5.3 Metodologia de amostragem e análises

Os dados analisados nesta pesquisa foram obtidos a partir do monitoramento das etapas em operação da ETE Tibiriçá, executados pelo laboratório de águas

residuárias, do convênio DAE e Faculdade de Engenharia Civil - UNESP Bauru, no período de agosto a novembro de 2010.

As coletas foram realizadas com periodicidade semanal, às quartas-feiras no mesmo horário e analisadas as seguintes variáveis: cor, condutividade elétrica (CE), pH, turbidez, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), fosfato (PO_4^{3-}), nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), nitrogênio orgânico ($NTK - N-NH_3$), nitrogênio nitrato ($N-NO_3^-$), nitrogênio nitrito ($N-NO_2^-$), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), sólidos sedimentáveis (SS) e sólidos totais dissolvidos (STD) em todas as etapas, os coliformes totais e os coliformes termotolerantes foram analisadas no efluente final.

As metodologias de processamento das análises foram efetuadas de acordo com APHA (2005), onde as variáveis, metodologia e equipamentos utilizados estão relacionados na Tabela 12.

O afluente e os efluentes de cada etapa do processo de tratamento do esgoto foram monitorados, iniciando-se a operação de todas as etapas da ETE no dia 16/08/10. A primeira coleta foi efetuada no dia 18/08/10 e 10/11/2010.

Os resultados considerados e analisados, na fase 1 de operação do sistema de alagados construídos subsuperficial com fluxo horizontal, foram obtidos 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), e os resultados foram analisados semanalmente até o dia 29/06/2011.

Tabela 12. Variáveis, métodos e equipamentos utilizados nas análises laboratoriais (DAE, 2010).

Variáveis	Método	Equipamento
Cor	Colorimétrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR2500
Condutividade	Eletrodo seletivo	Condutivímetro Thermo <i>ORION STAR</i>
pH	Eletrodo seletivo	pHmetro <i>ORION</i> 210 A (campo) pHmetro Thermo <i>ORION</i> 310
Temperatura	Potenciométrico	Vários
DBO ₅ ²⁰	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
Fosfato	Colorimétrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
NTK	Digestão / Colorimétrico	Chapa aquecedora QUIMIS e espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
N-Org	Calculado	NTK – N-NH ₃
Nitrogênio amoniacal	Eletrodo Seletivo	Aparelho Thermo mod. <i>ORION</i> 720 A+ (eletrodo seletivo para amônia)
NO ₃ -N	Colorimétrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
NO ₂ -N	Colorimétrico	Espectrofotômetro <i>HACH</i> - DR 2500
ST	Secagem, calcinação, gravimétrico	Mufra Fornitec Balança analítica SARTORIUS BP 221S Banho Maria QUIMIS Q334-28 Dessecador NALGENE
SF	Secagem, calcinação, gravimétrico	Mufra FORNITEC Balança analítica SARTORIUS BP 221S Banho Maria QUIMIS Q334-28 Dessecador NALGENE
SV	Secagem, calcinação, gravimétrico	Mufra FORNITEC Balança analítica SARTORIUS BP 221S Banho Maria QUIMIS Q334-28 Dessecador NALGENE
SS	Sedimentação	Cone Imhoff
STD	Eletrodo seletivo	Condutivímetro Thermo <i>ORION STAR</i>
Coliformes totais	Sistema Enzimático	<i>Collilert</i> Estufa de cultura Fanem <i>ORION</i> 502
Coliformes Fecais	Sistema Enzimático	<i>Collilert</i> Estufa de cultura Fanem <i>ORION</i> 502

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Resultados obtidos durante o monitoramento dos efluentes do processo de tratamento do esgoto

Inicialmente, observou-se que a ETE Tibiriçá recebia concentrações, do esgoto bruto, acima do esperado, quanto à matéria orgânica, N amoniacal, fosfato e sólidos suspensos e que, quando comparado com a caracterização feita para esgoto bruto por Metcalf & Eddy (1991), (Tabela 3.16, p. 109), aquele apresenta características de esgoto “forte”, ou seja, não apenas de esgoto doméstico.

As etapas do tratamento de esgoto foram monitoradas na primeira fase, sendo que o filtro anaeróbio de fluxo ascendente tinha o TDH médio estimado em 7,79 h, enquanto na segunda fase o TDH médio real foi de 5,05 h; assim, o efluente produzido foi dividido em três alagados construídos, com vazões iguais e mesmo tempo de retenção.

A Tabela 13 mostra regime de precipitação nas semanas das coletas, onde a operação da Fase 1 ocorreu de 18/08 a 10/11/2010 com o sistema de alagados construídos de fluxo horizontal (SACFH) e na Fase 2 de 11/05 a 29/06/2011 com sistema de

fluxo vertical (SACFV). Observou-se que durante os períodos de coleta ocorreram poucos dias de chuvas, em razão de ser período de estiagem. Não foi possível fazer amostragem no período chuvoso, pelos problemas operacionais apresentados, com a parada dos sistemas de alagados construídos.

Operação	Data	Chuvas
Fase 1	18/08/2010	não
	25/08/2010	não
	01/09/2010	não
	08/09/2010	sim
	27/09/2010	sim
	06/10/2010	não
	13/10/2010	não
	16/10/2010	sim
	20/10/2010	não
	25/10/2010	não
	03/11/2010	não
	10/11/2010	sim
	11/05/2011	não
Fase 2	18/05/2011	não
	25/05/2011	não
	01/06/2011	não
	08/06/2011	sim
	15/06/2011	não
	20/06/2011	não
	29/06/2011	não

Tabela 13. Regime de precipitação ocorridas nas semanas de coleta.

Na Tabela 14 estão apresentadas, na fase 1 de operação, as médias das concentrações obtidas do esgoto bruto, dos efluentes do decantador primário, do filtro anaeróbio, dos três sistemas de alagados construídos (SACs) e do efluente final.

A Fase 1 de operação do SAC com fluxo horizontal ocorreu durante um período de 82 dias. Notou-se que houve remoção da matéria orgânica em todas as etapas, redução da turbidez, aumento do oxigênio dissolvido, dos sólidos totais, fixos, voláteis e sedimentáveis. Os nitrogênios, amoniacal e total se mantiveram dentro de uma concentração média com poucas alterações, igualmente com o fósforo.

Tabela 14 Concentrações médias (mg.L^{-1}) obtidas para diferentes variáveis, no esgoto bruto, efluentes do decantador primário, filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final, no período de agosto a novembro/2010 ou na Fase I de operação.

Parâmetro	Resultados (mg.L^{-1})						
	Esgoto bruto	Decant. 1 ^{ário}	Filtro Anaeróbio	Efluente dos Alagados Construídos			Saída da lagoa de polimento (Efluente Final)
				Alagado 1 (Lírio Charco)	Alagado 2 (Papius)	Alagado 3 (Taboa)	
Cor	278	247	263	142	147	145	203
CE	602	507	536	621	578	586	524
pH	6,72	6,45	6,41	6,6	6,59	6,58	6,67
Turbidez	136	95	95	29	45	23	8
OD	1,66	1,81	1,89	2,65	2,88	2,95	3,94
DBO	399	206	172	82	81	79	36
DQO	585	509	245	90	59	70	69
Fosfato	14,49	12,74	13,41	12,5	12,26	12,11	14,18
NTK	56,52	43,17	42,36	36,84	35,55	45,43	33,87
Nitrogênio amoniacal	31,62	28,27	28,76	27,63	26,66	28,89	28,13
N orgânico	24,90	14,90	13,50	9,22	8,89	16,54	5,74
Nitrogênio nitrito	0,008	0,004	0,004	0,003	0,002	0,003	0,005
Nitrogênio nitrato	6,2	3,7	3,3	2,3	2,1	2,3	2,3
Sólidos totais	939	729	581	499	498	479	383
Sólidos fixos	500	328	310	266	258	254	150
Sólidos voláteis	439	402	263	218	240	253	225
Sólidos sedimentáveis	2,8	1,6	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
STD	295	251	263	296	283	282	260
Coliformes totais	ND	ND	ND	ND	ND	ND	8,69E+06
Coliformes termotolerante	ND	ND	ND	ND	ND	ND	9,94E+05

ND = Não determinado

Na Tabela 15 estão apresentadas as médias das concentrações obtidas na fase 2 de operação de todas as etapas do processo de tratamento. Observou-se que na Fase 2, com fluxo vertical, operando por 48 dias, ocorreu remoção da matéria orgânica, houve aumento do oxigênio dissolvido, redução dos sólidos totais, fixos, voláteis e sedimentáveis. Quanto ao nitrogênio amoniacal e total aconteceram poucas alterações.

a) Cor verdadeira

Nos dados da Tabela 14, analisando-se a variável cor, obteve-se no esgoto bruto com valores equivalentes à concentração média de 278 mg/L PtCo, mostrando a predominância de compostos que lhe conferem cor. Neste período da operação, ocorreram valores elevados nos dias 08/09/2010, com 316 mg/L PtCo, 16/10 com 410 mg/L PtCo, 20/10 com 333 mg/L PtCo e 25/10 com 303 mg/L PtCo, quando foram recebidos afluentes com grande quantidade de sólidos (massa flotante de cor muito escura), com possível procedência de suinocultura. Na segunda fase de operação, somente no dia 25/05/2011 houve uma elevação da cor, com 340 mg/L PtCo.

O valor médio obtido no efluente do decantador primário, na Fase 1, foi equivalente a 247 mg/L PtCo, verificando-se elevadas variações nos dias 18/08, com 328 mg/L PtCo e 27/09, com 299 mg/L PtCo. Na Fase 2, houve uma elevação da cor no dia 25/05/11 para 322 mg/L PtCo, mas manteve a média de 282 mg/L. O efluente do filtro anaeróbio mostrou um valor médio de 263 mg/L PtCo, na Fase 1 da operação, com elevações nos dias 18/08 (312 mg/L PtCo), 27/09 (311 mg/L PtCo), 06/10 (308 mg/L PtCo) e 16/10 (301 mg/L PtCo). Na fase 2, a média foi de 355 mg/L PtCo, mantendo os valores de cor elevados até o final do período analisado.

Nos SACs 1, 2 e 3, na primeira fase de operação, observou-se que a cor foi similar nos três tipos de cultivos, atingindo 142, 147 e 145 mg/L PtCo, respectivamente.

Observou-se que no dia 03/11/10 ocorreu um pico na cor verdadeira da amostra do alagado 1, com valor de 287 mg/L PtCo. Neste dia, houve passagem de grande quantidade de sólidos do decantador primário para o filtro anaeróbio e, conseqüentemente, foi encontrada uma quantidade de lodo no leito do alagado 1.

Tabela 15. Concentrações médias (mg.L^{-1}) obtidas para diferentes variáveis, no esgoto bruto, efluentes do decantador primário, filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final, no período de maio a junho/2011 ou na Fase2 de operação.

Resultados (mg.L ⁻¹)							
Parâmetro	Esgoto bruto	Decant. 1 ^{ario}	Filtro Anaeróbio	Efluente dos Alagados Construídos			Saída da lagoa de polimento (Efluente Final)
				Alagado 1 (Lírio Charco)	Alagado 2 (Papyrus)	Alagado 3 (Taboa)	
				2ª Fase			
Cor	277	282	355	250	112	151	173
CE	560	439	451	537	544	481	485
pH	6,48	6,14	6,09	6,13	6,18	6,13	6,31
Turbidez	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
OD	0,83	0,94	1,14	1,55	2,2	2,05	2,98
DBO	370	139	106	64	60	59	39
DQO	696	291	175	96	101	96	78
Fosfato	10,54	9,92	9,84	9,95	9,3	9,24	9,68
NTK	35,92	29,30	21,56	25,61	25,67	26,02	25,49
Nitrogênio amoniacal	28,69	24,35	24,97	25,7	24,43	22,67	22,91
N orgânico	7,23	4,95	-3,41	-0,09	1,24	3,35	2,58
Nitrogênio nitrito	0,011	0,007	0,006	0,005	0,006	0,006	0,005
Nitrogênio nitrato	7,7	4,9	4,4	3,2	1,4	2,9	3,1
Sólidos totais	838	538	525	588	650	500	513
Sólidos fixos	363	238	263	325	325	233	238
Sólidos voláteis	475	275	175	213	225	233	188
Sólidos sedimentáveis	3,4	0,9	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
STD	274	215	221	243	267	235	238
Coliformes totais	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2,43E+07
Coliformes termotolerantes	ND	ND	ND	ND	ND	ND	8,55E+06

ND = Não determinado

Na Fase 2, a média foi de 250 mg/L PtCo no alagado 1, e a cor do efluente no alagado 2, com papiro, se manteve na média de 112 mg/L PtCo, mas este leite foi analisado somente até o dia 01/06/11, pois teve que ter sua operação suspensa para manutenção. O alagado 3 se manteve na média de 151 mg/L PtCo na Fase 2, Tabela 15. A cor média do efluente final foi de 203 e 173 mg/L PtCo, respectivamente, sendo que a legislação vigente não determina condições referentes ao parâmetro cor para lançamento de efluentes.

b) Condutividade elétrica

Na Tabela 14, os valores da condutividade elétrica (CE) dizem respeito à quantidade de sais presentes no afluente e efluente da ETE. Na Fase 1, o esgoto bruto, teve a CE em 602 $\mu\text{S}/\text{cm}$, onde no decantador primário reduziu para 507 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A CE no filtro anaeróbio se manteve em 536 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na Fase 1 e 451 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na Fase 2. No sistema de alagados, na primeira fase de operação do sistema, no alagado 1 (com lírio-do-charco) o efluente manteve a CE na faixa de 621 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no efluente do alagado 2 (com papiro), a faixa ficou em 578 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No alagado 3 (com taboa), observou-se a faixa de 586 $\mu\text{S}/\text{cm}$ um pico no dia 06/10, chegando a 722 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Observou-se que todos os valores de CE estiveram abaixo de 801 $\mu\text{S}/\text{cm}$, como mostram os resultados encontrados em pesquisas publicadas, realizadas com sistema de alagados de fluxo vertical com *Typha sp.* O efluente final manteve a concentração em 524 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

No período de 11/05 a 29/06/2011 (Tabela 15), verificou-se nos três SACs que os valores de CE mantiveram-se na faixa entre 451 até 544 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo que no alagado com lírio ocorreram os picos mais elevados, provavelmente em razão da entrada de sólidos no sistema. O efluente final manteve-se com média de 485 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A legislação Estadual e Federal para padrões de emissão não prevê valores máximos permissíveis para a condutividade elétrica, mas está diretamente relacionada com a concentração de sólidos dissolvidos.

c) pH

No período de 18/08 a 10/11/2010, observou-se que o pH se manteve na faixa de 6,09 a 6,72, próximo a neutralidade, em todas as etapas do processo (Tabela 14). No dia 08/06, o pH médio do esgoto bruto foi de 6,75, mas ocorreu uma queda no pH a partir

do decantador para 5,97 mantendo-se assim até os sistemas de alagados. Nas Fases 1 e 2, nos SACs o pH permaneceu na média de 6,60 e 6,13 no alagado 1, 6,59 e 6,18 no alagado 2 e 6,58 e 6,13 no alagado 3. No efluente final o pH foi igual a 6,67 e 6,31, respectivamente .

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.

d) Turbidez

Verificou-se que a turbidez, nas etapas do esgoto bruto, decantador primário e filtro anaeróbio oscilou ao longo do período analisado da primeira fase. A Tabela 14 mostra que nos SACs obteve-se uma média de 29 NTU no alagado com lírio-do charco, observando-se um pico no alagado com papirus, no dia 27/09 com 152 NTU, provavelmente em decorrência dos problemas de passagem de lodo para o sistema, mas a concentração média de turbidez neste sistema foi de 45 NTU.

Verificou-se que as medidas nos três sistemas de alagados, foram de 13 NTU, 12 NTU e 12 NTU, respectivamente, após 60 dias de operação. No alagado com taboa, no período de fluxo horizontal, a turbidez atingiu o valor mínimo de 9 NTU, semelhante aos valores demonstrados por Nour *et al.* (2007) em sua pesquisa, onde a turbidez média foi de 23 NTU. O efluente final manteve-se com a turbidez média de 8 NTU. Na segunda fase operacional não foi determinada a turbidez, por que o equipamento estava em manutenção.

e) Oxigênio dissolvido

As concentrações médias de OD encontradas nos efluentes no período de agosto a novembro/2010 foram: no esgoto bruto 1,66 mg/L, sugerindo elevado teor de compostos orgânicos; 1,81 mg/L no decantador primário, 1,89 mg/L no efluente do filtro anaeróbio (valor que favorece a nitrificação em conjunto com o pH ácido 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. O efluente final mostrou uma média de 3,94 mg/L de OD (Tabela 14).

No período de maio e junho/2011, o esgoto bruto chegou com concentração média de 0,83 mg/L e no decantador permaneceu em torno de 0,94 mg/L. No

filtro anaeróbio obteve-se uma concentração média de OD de 1,14 mg/L. No alagado 1, o OD permaneceu na faixa média de 1,55 mg/L e no dia 08/06 chegou a 3,11 mg/L. No alagado 2 obteve-se a média de 2,20 mg/L OD e 3,41 mg/L no dia 08/06, tendo ocorrido uma concentração muito baixa no dia 01/06 (0,97 mg/L). O efluente do alagado 3 mostrou uma concentração média de 2,05 mg/L e no dia 08/06 atingiu 3,83 mg/L OD. No efluente final foram encontradas concentrações de OD, em todo o período analisado, variáveis entre 2,98 mg/L (Tabela 15).

f) Matéria orgânica

f.1) Demanda bioquímica de oxigênio

Quanto à remoção da matéria orgânica, observou-se, de um modo geral, resultados satisfatórios, pois, até a etapa do filtro anaeróbio, em operação anterior ao dia 16/08, a eficiência média foi de 57%.

Tabela 16. Concentração média (mg/L) e eficiência de remoção (%) de DBO e DQO presentes no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final na primeira e segunda fase da operação do sistema.

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

No dia 20/10 entrou na estação o esgoto bruto com muitos sólidos em suspensão, mostrando o valor de DBO de 666 mg/L e, após esta ocorrência, a concentração retornou à média de 400 mg/L (Figura 32).

A DBO do efluente do filtro anaeróbio se manteve na média de 172 mg/L e no dia 01/09 mostrou um pico de 494 mg/L como mostra a Figura 32, obtendo-se uma

remoção de apenas 17%, muito baixa. Observou-se que ocorreu uma maior retenção da matéria orgânica no decantador primário, por sedimentação, ficando aí retidos 48%.

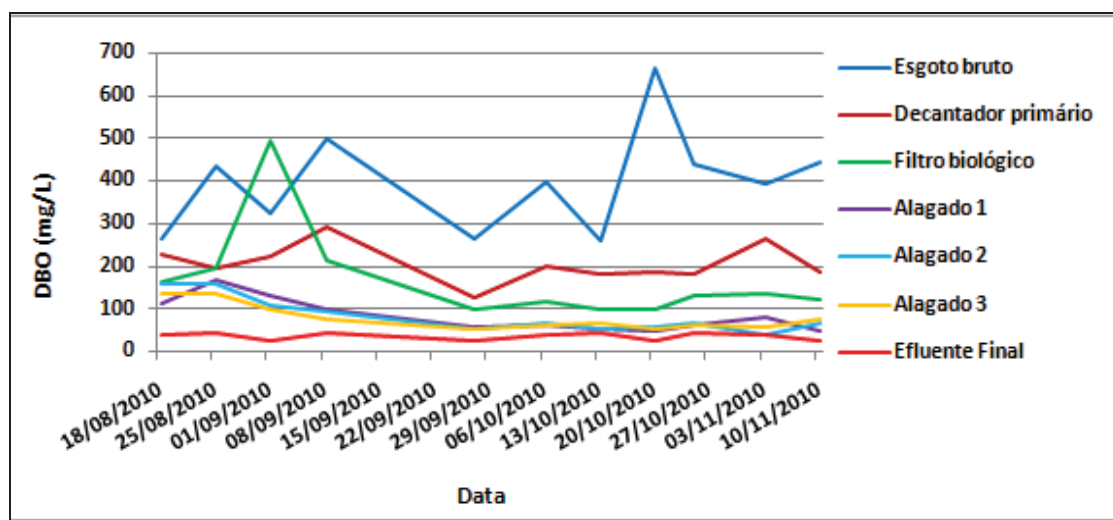


Figura 32. Variação da $DBO_{5,20}$ (mg/L) do esgoto bruto e dos efluentes da ETE Tibiriçá, na Fase 1.

Verificou-se nos efluentes dos SACs, na Fase 1, principalmente após o dia 27/09, ou seja, com 41 dias de operação, que houve uma remoção da matéria orgânica no alagado com lírio atingindo valores médios de 53 mg/L de DBO. No alagado com papiirus a concentração média foi de 52 mg/L. No alagado com taboa, os valores médios foram de 50 mg/L. Estes resultados podem ser atribuídos aos processos de filtração e adsorção, bem como aos processos biológicos que ocorreram no meio suporte e no biofilme, no início da operação do sistema.

Na Tabela 16 observa-se que a eficiência de remoção da matéria orgânica foi de 52% no leito de lírio-do-charco, 53% no de papiirus e 54% no leito de taboa, na primeira fase da operação. Como observado, os SACs mostraram remoção da matéria orgânica, mantendo baixas as concentrações de DBO até o dia 10/11.

A DBO no filtro anaeróbio manteve-se com 106 mg/L, na Fase 2. No dia 20/06 ocorreu a entrada de esgoto com concentrações de 452 mg/L, mas o sistema garantiu remoção, reduzindo a matéria orgânica do efluente final a 39 mg/L (Figura 33).

Os três SACs mantiveram uma média similar de 60 mg/L de DBO. No alagado 1, foi de 64 mg/L e no 2 de 60 mg/L, mesmo quando houve a suspensão da operação

do sistema para manutenção em 08/06, e no alagado 3, de 59 mg/L. Considerando uma eficiência de remoção de 40, 44 e 45%, como sendo satisfatória, apesar de ter ocorrido uma diminuição, por estar próxima a 50% de remoção em uma única etapa de tratamento.

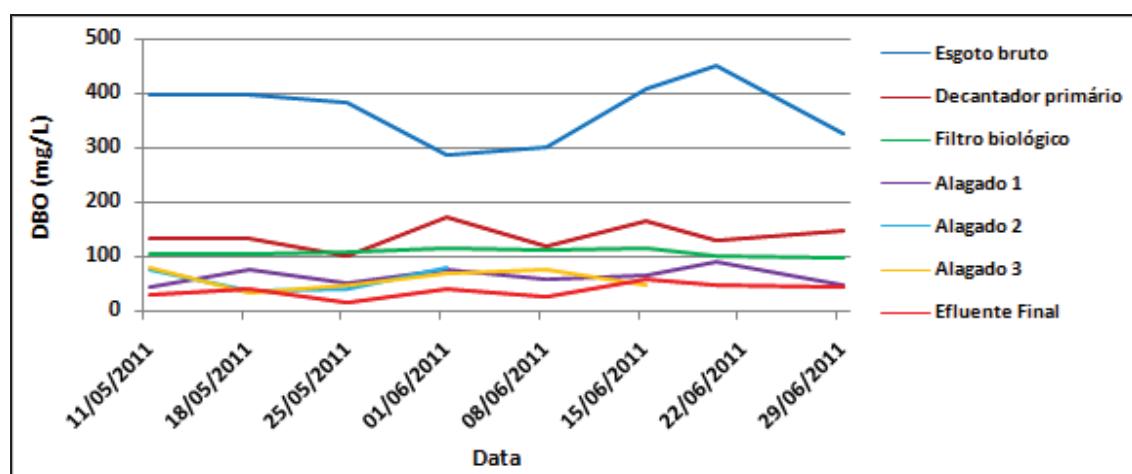


Figura 33. Variação da $DBO_{5,20}$ (mg/L) do esgoto bruto e dos efluentes da ETE Tibiriçá, na Fase 2.

As concentrações médias de DBO obtidas no efluente final, em todo o período da pesquisa, se mantiveram com 36 e 39 mg/L, atendendo ao Decreto Estadual 8468/76 que exige um máximo de 60 mg/L ou 80% de remoção e no CONAMA 430/2008 de 80 mg/L para padrões de lançamento de efluentes. Assim, verifica-se que mesmo com altas concentrações de DBO no afluente da estação, ocorreu a remoção da matéria orgânica em todas as etapas do processo de tratamento, mantendo os valores do efluente final em condições para lançamento de efluente.

f.2) Demanda química de oxigênio

Quanto aos valores de DQO foi registrada uma concentração média no esgoto bruto de 640 mg/L, considerando-se a operação nas fases 1 e 2. Observou-se que manteve uma relação $DQO/DBO_{5,20}$ de quase 2:1, o que favorece o sistema. 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.

Na fase 1 ocorreu um aumento da DQO no dia 20/10, com valor de 1300 mg/L, mas em todo o restante do processo obteve-se uma remoção satisfatória, onde o efluente final resultou em 36 mg/L de DBO e 69 mg/L DQO. Foram encontrados valores de 1.012 mg/L no efluente do filtro anaeróbio, no dia 01/09, e os operadores visualmente observaram aspecto de gorduras em suspensão no efluente de saída do reator, sugerindo que o sistema estava recebendo esgoto não doméstico. Também neste mesmo dia, nos SACs, observou-se a degradação desejada e o efluente final foi lançado com valores de 25 mg/L DBO e 38 mg/L DQO (Figura 34).

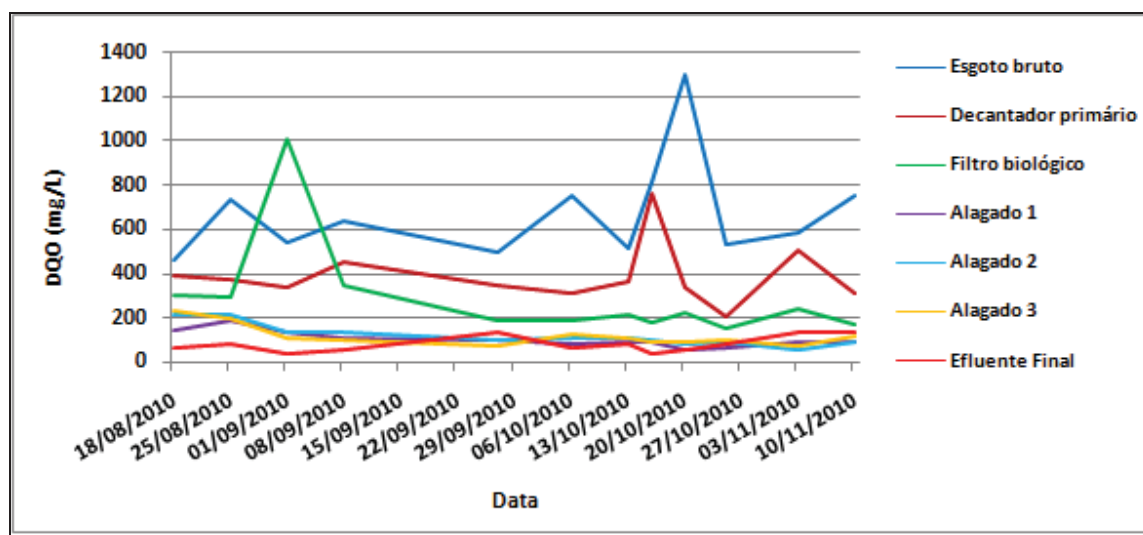


Figura 34. Resultados de DQO (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

Nos efluentes dos SACs, após 60 dias de operação, houve a diminuição das concentrações médias de DQO para 83,75 mg/L. As eficiências em cada alagado foram similares, mantendo-se em torno de 70%, embora os alagados com taboa e com papius tenham produzido efluentes com maior concentração de material orgânico. No entanto, mostraram uma maior eficiência de remoção chegando a 71 e 76%, respectivamente, demonstrando que o tipo de macrófita aparentemente tem influência no processo. Marques (1999) utilizou sistemas *wetlands* com substrato de cascalho e três tipos de macrófitas e obteve uma remoção, em termos de DBO, de 74 a 96%, confirmando a eficiência do sistema. Os resultados de eficiência de remoção de DQO obtidos neste estudo foram superiores aos 57%

obtidos por Valentim (2003), que tratou o efluente de tanque séptico em SAC cultivado com *Typha sp.*, com tempo de detenção hidráulica de 2 dias, e semelhantes aos obtidos por Brasil *et al* (2005) com o TDH de 1,9 dias. O efluente final teve a concentração média de 69 mg/L, com uma eficiência de remoção de 22% (Figura 34).

No esgoto bruto a DQO, na segunda fase da operação, teve uma concentração média de 696 mg/L, tendo sido reduzida no decantador primário para 291 mg/L, ou seja, com uma eficiência de remoção de 58%, e no filtro anaeróbio para 175 mg/L, com uma baixa eficiência (23%). No dia 20/06, observou-se o aumento da DQO, com 875 mg/L, assim como foi observado em relação à DBO, mas o processo de tratamento se manteve estável, efetuando a remoção, e no efluente final obteve-se uma DQO de 109 mg/L, (89% de remoção, considerando-se todas as etapas do processo) como mostra a Figura 35.

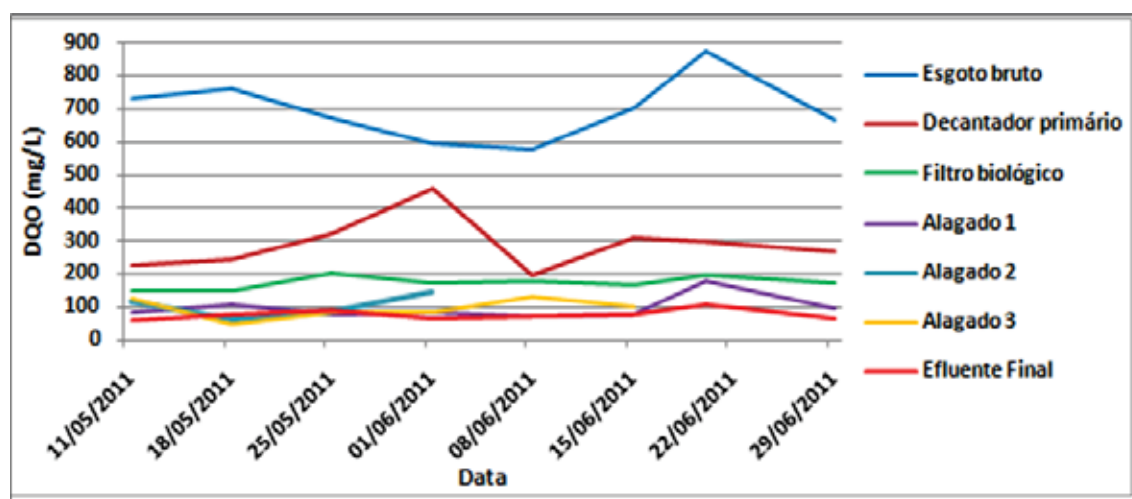


Figura 35. Resultados de DQO (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.

Nos SACs a DQO se manteve nas médias de 96 mg/L onde foi cultivado o lírio-do-charco, 101 mg/L no SAC com papirus e 96 mg/L no SAC com taboa, ocorrendo picos no dia 20/06 (Figura 36). A eficiência de remoção foi de 86%, nos três tipos de plantas (Tabela 16). Os resultados obtidos na remoção de DQO estiveram acima dos encontrados por Souza *et al.* (2000), de 79 a 84% de remoção, e próximos dos resultados obtidos por Brasil *et al.* (2005), de 87 a 90% de remoção em SACs com *Typha sp.*

g) Fosfato

O esgoto bruto mostrou uma concentração média de fosfato de 14,49 mg/L, na primeira fase de operação. Esta concentração caiu no decantador para 12,74 mg/L e no filtro anaeróbio para 13,41 mg/L. Nos 50 dias iniciais da operação dos SACs, constatou-se uma mínima remoção do fosfato, demonstrando uma baixa eficiência do sistema. Após 60 dias de operação, houve um aumento da remoção com 6,02 mg/L, 6,28 mg/L e 6,71 mg/L nos alagados 1, 2 e 3, respectivamente, onde parece ter havido uma maior absorção pelas plantas, durante o crescimento das raízes, pela necessidade do fósforo pelos vegetais e micro-organismos, pela sedimentação, adsorção, precipitação e processos de troca entre o substrato e a camada de efluente que se mantém no sistema.

A concentração média de 12,50, 12,26 e 12,11 mg/L de fosfato, respectivamente obtida durante o período de monitoramento da primeira fase nos três alagados, mostrou que não ocorreu remoção (Tabela 17).

O efluente final foi lançado com concentrações de 14,18 mg/L PO_3^{4-} nesta fase de operação com fluxo horizontal.

Tabela 17. Concentração média (mg/L) de fosfato presente no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final na primeira e segunda fases da operação do sistema.

Parâmetro	Filtro Anaeróbio		Efluente dos Alagados Construídos						Efluente Final	
			Alagado 1 (Lírio Charco)		Alagado 2 (Papius)		Alagado 3 (Taboa)			
	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase
Fosfato	13,41	9,84	12,50	9,95	12,26	9,30	12,11	9,24	14,18	9,68

Na fase 2, notou-se no esgoto bruto uma concentração média de 10,54 mg/L, sendo de 9,92 mg/L no decantador primário e de 9,84 mg/L no filtro anaeróbio, com uma faixa pequena de variação (Figura 36).

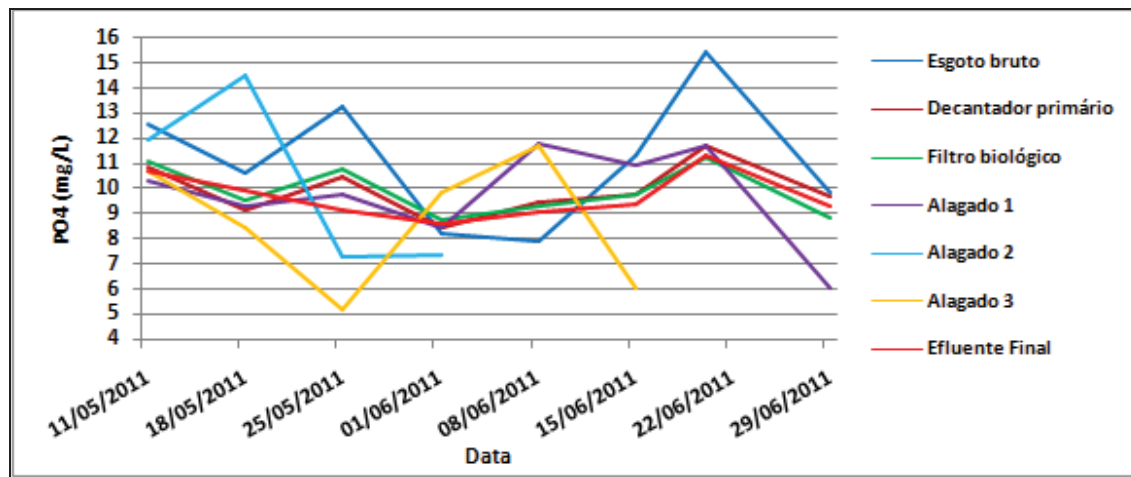


Figura 36. Resultados de PO_4^{3-} (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.

O alagado com lírio apresentou concentrações médias de fosfato de 9,95 mg/L, o alagado com papirus apresentou valores médios de 9,30 mg/L, e o alagado com taboa de 9,24 mg/L, demonstrando que na segunda fase não ocorreu a remoção de fosfato nos alagados (Tabela 17).

O efluente final manteve uma concentração média de 9,68 mg/L PO_3^{4-} nesta fase de operação com fluxo vertical. Observou-se durante esta pesquisa que houve aparecimento de espuma no sistema, evidenciando que há quantidade de detergente no esgoto, provavelmente não biodegradável, o que eleva as concentrações de fosfato no efluente.

A legislação Estadual e Federal não exige padrões de fosfato para lançamentos de efluentes, o que preocupa, pois lançamentos de efluentes com altas concentrações de fosfato ou fósforo permitem a produtividade das algas, de forma excessiva, ocasionando a eutrofização nos corpos d'água.

h) Nitrogênios

Foram analisadas as concentrações da série de nitrogênios, ou seja, o nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico (cálculo da diferença do NTK e do nitrogênio amoniacal) e os nitrogênios nitrito e nitrato.

Tabela 18 . Concentração média (mg/L) das formas nitrogenadas presentes no efluente do filtro anaeróbio, alagados construídos e efluente final, e eficiência de remoção (%) do NTK, na primeira e segunda fase da operação do sistema.

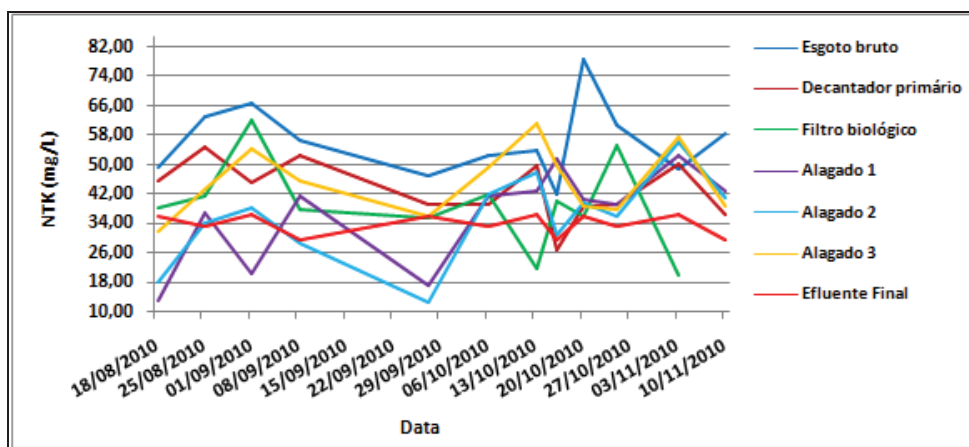
Parâmetro	Filtro Anaeróbio		Efluente dos Alagados Construídos						Efluente Final	
			Alagado 1 (Lírio Charco)		Alagado 2 (Papyrus)		Alagado 3 (Taboa)			
	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase	1ª fase	2ª fase
NTK	42,36 2%	21,56 26%	36,84 13%	25,61 0%	35,55 16%	25,67 0%	45,43 0%	26,02 0%	33,87 14%	25,49 1%
N Orgânico	13,50	-3,41	9,22	-0,09	8,89	1,24	16,54	3,35	5,74	2,58
Nitrogênio amoniacal	28,76	24,97	27,63	25,70	26,66	24,43	28,89	22,67	28,13	22,91
Nitrogênio nitrito	0,004	0,006	0,003	0,005	0,002	0,006	0,003	0,006	0,005	0,005
Nitrogênio nitrato	3,3	4,4	2,3	3,2	2,1	1,4	2,3	2,9	2,3	3,1

h1) Nitrogênio total Kjeldhal

Para as concentrações de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) verificou-se uma concentração média de 56,52 mg/L no esgoto bruto. No filtro anaeróbio a concentração foi de 42,36 mg/L nesta primeira fase, observando-se a Figura 37, notou-se que esta concentração se elevou nos dias 01 e 08/09 para 62,11 mg/L e 76,41 mg/L, respectivamente. No restante do período esta se manteve próxima da média. No alagado com lírio-do-charco, a concentração média foi de 36,84 mg/L, no alagado 2 de 35,55 mg/L e no alagado 3 de 45,43 mg/L (Tabela 18).

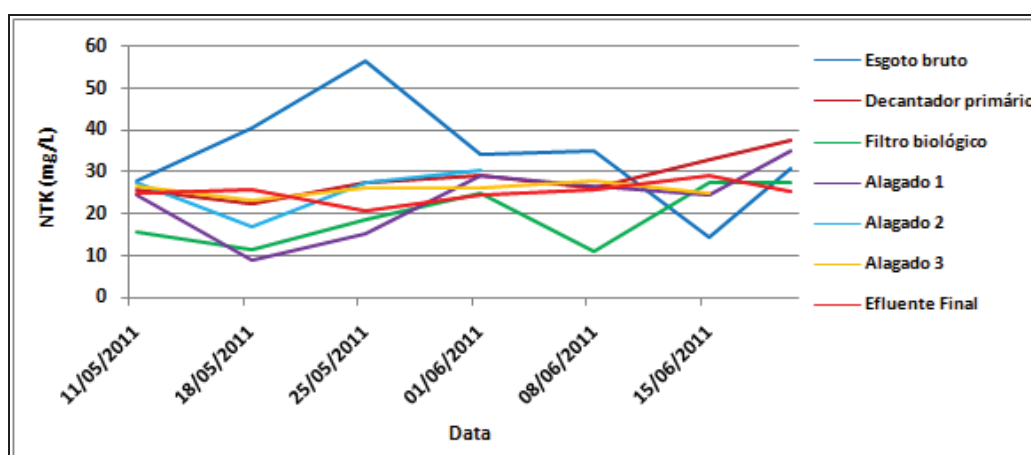
Verificou-se, na Fase 2 da operação dos SACs (1, 2 e 3), que as concentrações médias de nitrogênio total foram de 25,61, 25,67 e 26,02 mg/L, respectivamente (Figura 38), sendo estes resultados muito inferiores aos resultados obtidos por Brasil *et al* (2005), de 24%, em pesquisa realizada em alagados com leito de *Typha sp*.

O efluente final analisado nas fases 1 e 2 demonstraram a concentração média de 33,87 mg/L e 25,49 mg/L NTK, respectivamente (Tabela 18).



Figuras 37. Resultados de NTK (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

Parece que a principal razão para esta pobre remoção de N é a incompleta nitrificação, em razão da limitada disponibilidade de oxigênio no meio filtrante, como afirmam VYMAZAL *et al.* (2006).



Figuras 38. Resultados de NTK (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.

A eficiência de remoção de N total em tratamento biológico, segundo Metcalf e Eddy (1991), depende dos processos de transformação atuantes, dos quais a nitrificação pode remover de 90 a 95% do nitrato e a assimilação por parte dos micro-organismos, de 40 a 70% de N amoniacal. Assim, os resultados obtidos nesta pesquisa, indicam que o processo de nitrificação não aconteceu. Os fatores que afetaram a eficiência do

sistema, primeiramente, são decorrentes do breve 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 um período não suficiente para a retomada da eficiência do sistema.

h2) Nitrogênio amoniacal

A concentração média de nitrogênio amoniacal encontrada no esgoto bruto foi de 31,62 mg/L e 28,69 mg/L, considerando-se todo o período de análise neste trabalho. Nos dias 08/09 e 25/10 ocorreram elevações das concentrações de N-NH₃, a partir do decantador primário, com concentrações de 36,02 e 32,48 mg/L, respectivamente, mantendo estes valores elevados em todas as etapas do tratamento (Figura 39).

O processo de amonificação ocorre a partir da degradação da matéria orgânica nitrogenada, dissolvida ou particulada, com produção de amônia, mediada por organismos heterótrofos (conversão do N-orgânico a N-amoniacal). Aparentemente ocorre no filtro anaeróbio, onde as concentrações de N-NH₃ são maiores.

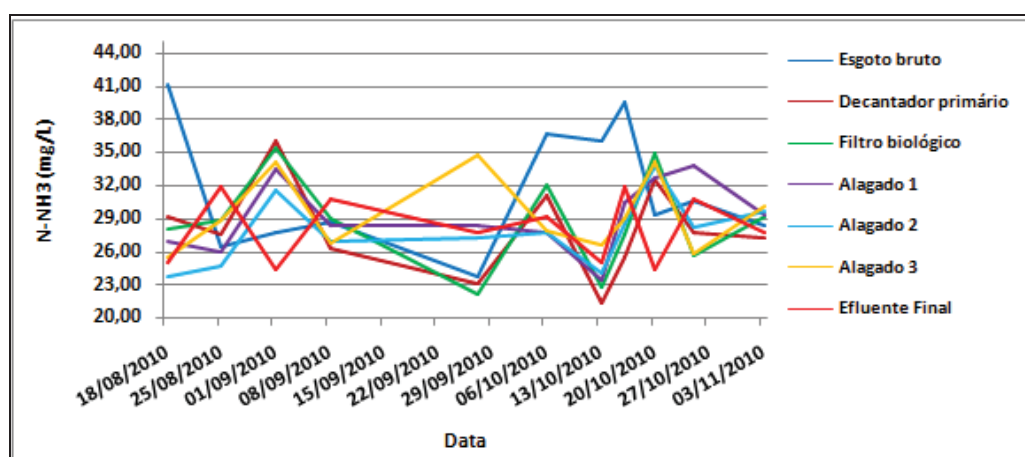


Figura 39. Resultados de N-NH₃ (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

No início da operação houve uma redução do N amoniacal de 28,27 mg/L no decantador primário para 28,76 mg/L no filtro anaeróbio. Observou-se um aumento

das concentrações de N-NH_3 no filtro anaeróbio após 15 dias da operação (em torno de 15%), as quais se mantiveram nesta faixa até o final desta pesquisa.

No alagado com fluxo horizontal, com lírios-do-charco, a concentração do nitrogênio amoniacal foi de 27,63 mg/L. No alagado com papirus, registrou-se uma concentração N-NH_3 de 26,66 mg/L e no alagado com taboa, de 28,89 mg/L. A remoção observada nesta fase, aparentemente, pode acontecer pelo processo assimilatório das bactérias presentes no biofilme do substrato, que incorporam a N-NH_4^+ na sua estrutura fisiológica celular e das macrófitas presentes no sistema (Tabela 18).

Na segunda fase de operação, as concentrações encontradas no decantador primário foram de 24,35 mg/L e no filtro anaeróbio de 24,97. Nos SACs com fluxo vertical observou-se que as concentrações de N-NH_3 não ocorreram, notando-se que no alagado 1 houve um pequeno aumento para 25,70 mg/L. A concentração de N-NH_3 no alagado com do com papirus manteve-se com 24,43 mg/L e no alagado com taboa de 22,67 mg/L.

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

h3) Nitrogênio nitrito

Inicialmente, a concentração média de nitrogênio nitrito no esgoto bruto foi de 0,008 mg/L N. Observou-se que no decantador primário a concentração média de N-NO_2 ficou em torno de 0,004 mg/L, a qual se manteve no filtro anaeróbio, verificando-se que não ocorreu remoção nesta etapa (Tabela 18).

Nos alagados construídos, na Fase 1, obteve-se uma concentração média de 0,003 mg/L com o lírio-do-charco, 0,002 mg/L no leito de papirus e de 0,003 mg/L no leito com taboa, durante este período analisado.

No período da segunda fase de operação, observou-se que as concentrações médias de N-NO_2 no filtro anaeróbio foi de 0,006 mg/L. Os SACs apresentaram valores de 0,005 mg/L no alagado 1, 0,006 mg/L, nos alagados 2 e 3. O efluente final apresentou concentrações de 0,005 mg/L de N-NO_2 nas Fases 1 e 2 de operação.

h4) Nitrogênio nitrato

Em relação ao nitrogênio nitrato, constatou-se que o esgoto bruto demonstrou uma concentração média de 6,2 mg/L, na fase 1. O efluente produzido no filtro anaeróbio apresentou concentrações médias de N-NO_3^- de 3,3, mg/L.

Nos alagados construídos, observou-se uma concentração média de 2,3 mg/L no alagado 1, 2,1 mg/L no alagado 2 e 2,3 mg/L no alagado 3. Notou-se que no leito com lírio-do-charco (alagado 1) a concentração média manteve-se estável por todo o período de estudo. O leito com papirus (alagado 2), inicialmente, indicou uma concentração média menor, elevando-se após 35 dias de operação até 60 dias de operação. O efluente final, nesta fase, obteve concentração média de 2,3 mg/L.

Os SACs, na segunda fase de operação, apresentaram concentrações médias de 3,2, 1,4 e 2,9 mg/L N-NO_3^- , respectivamente. Observou-se um pico nos dias 08 e 15/06, com 5,4 e 8,0 mg/L, respectivamente. Constatou-se que os resultados de remoção no leito com papirus foram superiores aos dos outros leitos.

As concentrações de N-NO_3^- refletiram o processo de nitrificação. Quando as concentrações de amônia nos SACs diminuíram, as concentrações de nitrato aumentaram (Tabela 18), indicando a ocorrência de conversão da amônia a nitrato. Nesta Fase 2 da operação, as plantas dos SACs passaram por processo de poda, o que provavelmente acelerou a absorção do nitrogênio.

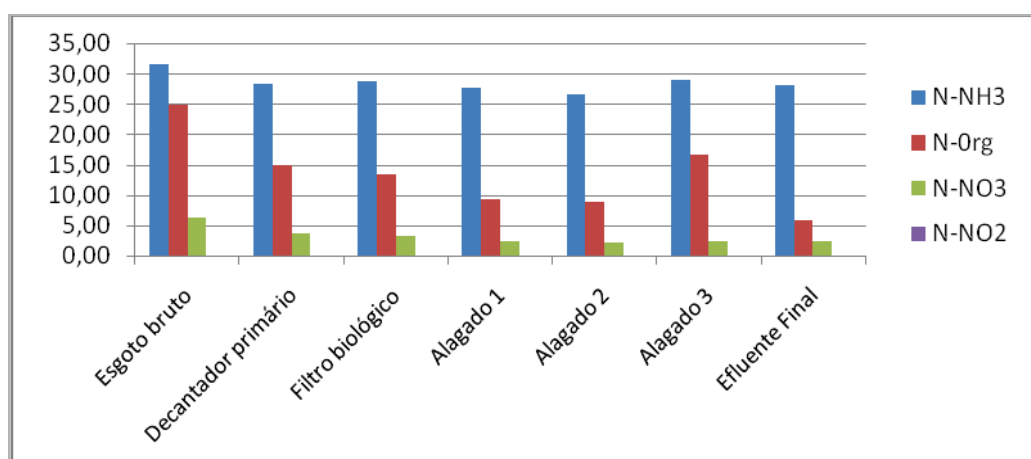
A concentração média no efluente final se manteve na faixa de 3,1 mg/L. No dia 15/06, em consequência da concentração de entrada ter sido maior, apresentou um aumento da concentração final para 4,7 mg/L, não tendo ocorrido remoção.

h5) Balanço de nitrogênio

Na Figura 40, que mostra o balanço de nitrogênio, na fase 1, observa-se que o nitrogênio amoniacal, que compõe 60% da fração de nitrogênio, ficou na faixa de 25 a 30 mg/L. Para o nitrito e o nitrato ocorrem em pequenas quantidades e representam menos de 1% do nitrogênio total; as concentrações média do nitrito, foram de 0,005 mg/L e as do nitrato ficaram na faixa de 2,8 a 6,0 mg/L, enquanto as do NTK permaneceram na faixa de 30 a 45 mg/L.

O predomínio do nitrogênio amoniacal sugere que as condições eram redutoras, mas para isso o pH deveria estar em uma faixa mais ácida do que os valores encontrados. Como não foi possível medir o potencial redox (Eh), pois o laboratório do DAE não possui o eletrodo específico, ficou difícil confirmar se as condições apresentadas no meio eram aeróbias, anóxicas ou anaeróbias.

Notou-se na fase 1 que as concentrações de N orgânico estiveram mais altas nas primeiras etapas do processo e nos SACs apresentaram uma diminuição similar nos sistemas 1 e 2 e com acréscimo no alagado 3. No efluente final houve um decréscimo. O N amoniacal permaneceu elevado, obtendo-se uma pequena redução no alagado 1 e 2 e elevando-se no alagado 3. Ocorreu um decréscimo no efluente final (Figura 40).



Figuras 40. Resultados do balanço de nitrogênio (mg/L) na ETE Tibiriçá, na Fase 1.

Na fase 2, observou-se que o N amoniacal esteve elevado até o filtro anaeróbio. Ocorreu um aumento no alagado 1, e houve redução nos alagados 2 e 3. No efluente final houve um pequeno acréscimo (Figura 41).

Quanto ao N orgânico observou-se elevada redução em todas as etapas do processo, principalmente nos sistemas de alagados, onde a melhor eficiência foi constatada no alagado 1 (Lírio-do-charco).

O sistema de alagados, no início da operação (fase1), mostrou uma eficiência de remoção de ST muito baixa (em torno de 14%, 14% e 18%), a qual se manteve por todo o período, nos três tipos de leitos cultivados, podendo tal fato ser atribuído ao processo físico de filtração do sistema. No dia 20/10, o esgoto bruto entrou com muitos sólidos em suspensão, onde os valores permaneceram em torno de 1.900 mg/L de ST, mas ocorreu remoção em todas as etapas, sendo que no efluente final a concentração ficou em 383 e 513 mg/L, fase1 e 2, respectivamente.

Observa-se na Tabela 19 que a concentração média de sólidos fixos (SF) encontrada no esgoto, nas duas fases de operação, foi de 500 e 363 mg/L, respectivamente, obtendo-se uma eficiência de remoção nas etapas do decantador primário de 34% (328 e 238 mg/L).

Houve um aumento da concentração destes sólidos fixos no filtro anaeróbio, para 310 mg/L na fase 1 da operação. Na Figura 42 visualiza-se um pico no dia 16/10, com concentração de 1.100 mg/L, e no dia 20/10, com 800 mg/L SF. Percebe-se que, em todas as etapas, as concentrações se mantiveram altas, onde o efluente final teve a concentração de 150 mg/L.

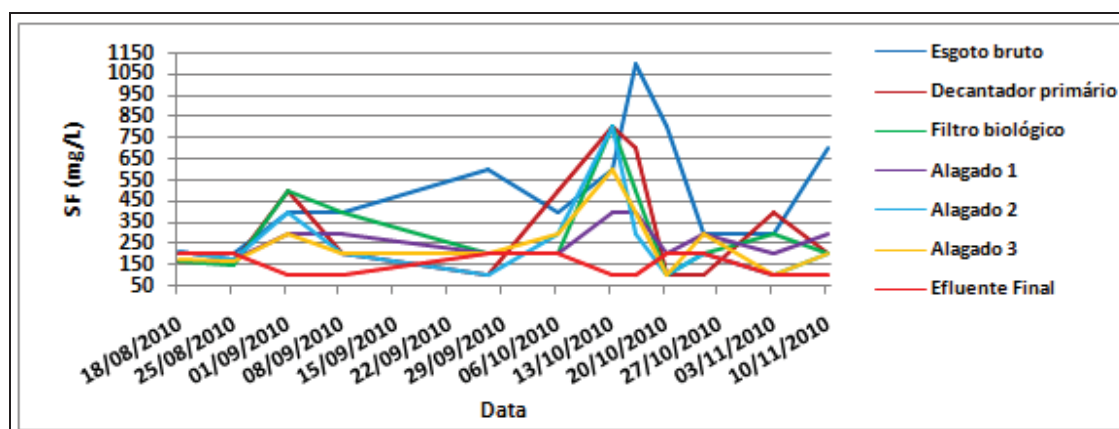


Figura 42. Resultados de SF (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

Na Fase 2, os SF permaneceram na média de 263 mg/L no filtro anaeróbio, com concentrações de 300 mg/L no esgoto bruto e remoção em todas as etapas do processo, sendo que houve uma menor redução nos alagados 1 e 2 (Figura 43). Nos SACs, na

fase 2, nos leitos com lírio e papirus, houve elevação das concentrações para 325 mg/L e no leito com taboa registrou-se uma pequena redução para 233 mg/L (11%).

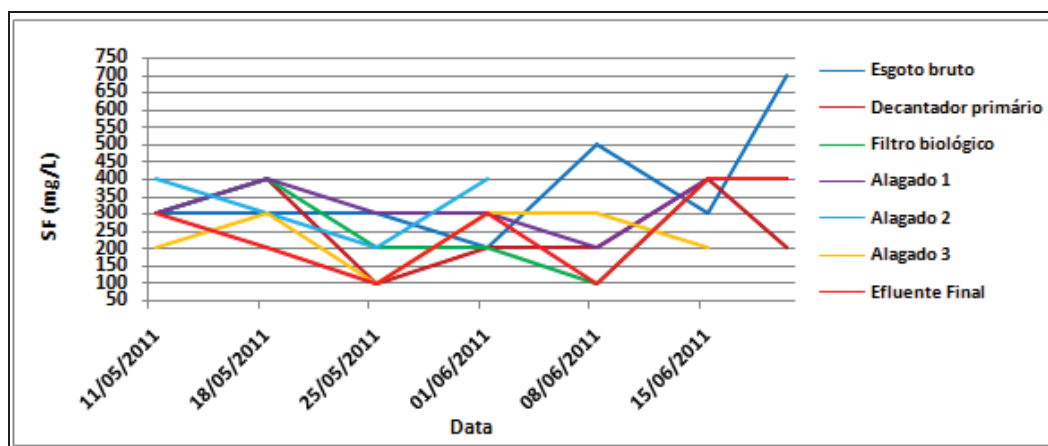


Figura 43. Resultados de SF (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.

Na Figura 44, pode-se observar que a concentração média de sólidos voláteis no esgoto bruto foi de 439 mg/L. No filtro anaeróbico, a média foi de 263 mg/L, com eficiência de remoção de 35%, nesta primeira fase (Tabela 19). Em 16/10, observou-se a entrada de esgoto bruto com 800 mg/L e apresentou uma remoção para 300 mg/L no filtro anaeróbico, não removendo a mesma concentração nas etapas posteriores. Nos sistemas de alagados, a concentração média foi de 218 mg/L (lírio-do-charco), 240 mg/L (papyrus) e 253 mg/L (taboa). Somente ocorreu uma sutil remoção no alagado com lírio (17%), mas não foram eficientes nos outros dois tipos de leitos.

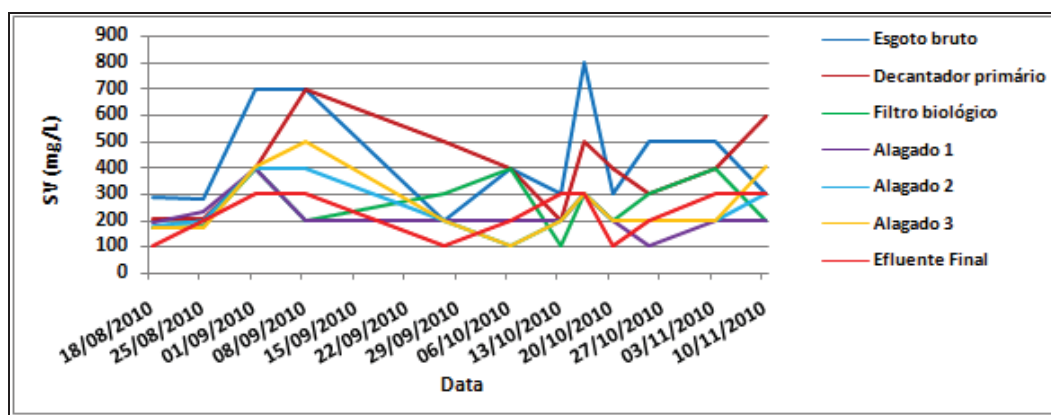


Figura 44. Resultados de SV (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

O filtro anaeróbio mostrou uma concentração de SV de 175 mg/L e apresentou uma remoção de 36%, na Fase 2. Nos SACs observou-se que não ocorreu remoção, onde houve um acréscimo das concentrações média em torno de 213, 225 e 233 mg/L, respectivamente. O efluente final mostrou concentrações médias de 225 mg/L (Fase 1) e 188 mg/L (Fase 2), com remoção de 5 e 16%, respectivamente (Tabela 19).

As concentrações médias de sólidos sedimentáveis (SS) encontradas no esgoto bruto foram de 2,8 e 3,4 ml/L, respectivamente, observando-se que nos momentos de entrada de alta carga foram atingidos valores de 5,0 ml/L. A eficiência de remoção no filtro anaeróbio foi, em média, de 77% na Fase 1 e de 81% na Fase 2. Nos alagados construídos e no efluente final, em todo o período de estudo, o efluente produzido apresentou um valor menor que 0,1 ml/L SS (ou 100% de remoção) como podem ser observados na Figura 45.

Estes valores de eficiência de remoção obtidos foram superiores aos 91% obtidos por Brasil *et al* (2005), com TDH de 1,9 e 3,8 dias. Os resultados obtidos no efluente final, nas Fases 1 e 2, atendem às exigências para materiais sedimentáveis de 1,0 ml/L, conforme o Decreto Estadual 8468/70 para padrões de emissão, e a Resolução CONAMA 357/2005 Art. 34 § 4º, para padrões de lançamento de efluentes.

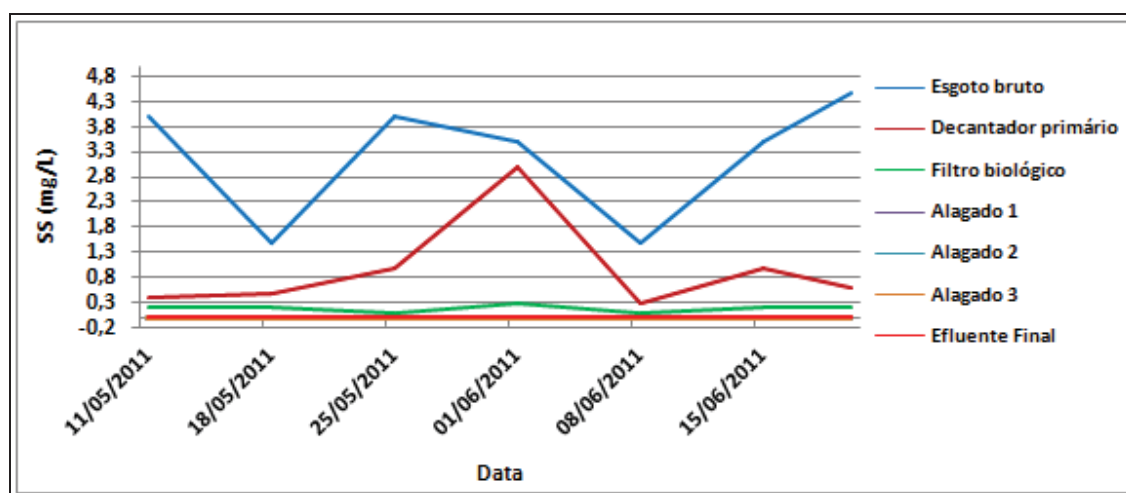


Figura 45. Resultados de SS (ml/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

As quantidades de sólidos totais dissolvidos (STD) no esgoto bruto foram de 295 mg/L, apresentando picos nos dias 20/10, 03/11 e 10/11, na faixa de 320 mg/L, na fase 1 (Figura 46). Na fase 2, a concentração média foi de 274 mg/L.

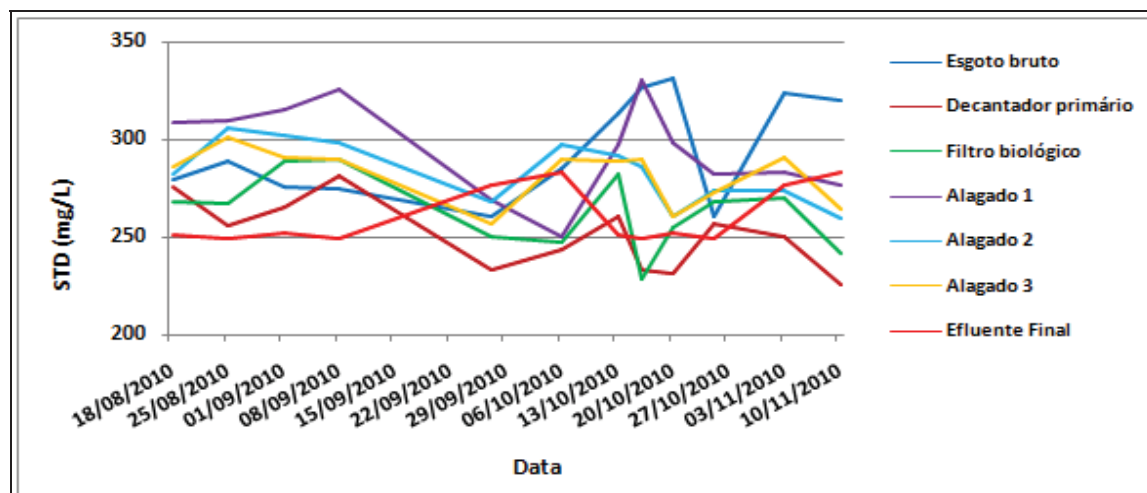


Figura 46. Resultados de STD (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 1.

Não demonstrou eficiência de remoção no filtro anaeróbio, onde as concentrações foram de 263 e 221 mg/L, respectivamente (Tabela 19).

Observa-se, nas Figuras 46 e 47 que, nos três SACs ocorreram picos de concentração de STD, mas na maioria do período analisado, onde a média de 283 mg/L se manteve, acima daquela do efluente recebido do filtro anaeróbio. O efluente final mostrou uma concentração média de 260 mg/L (9%) e 238 mg/L(4%) STD.

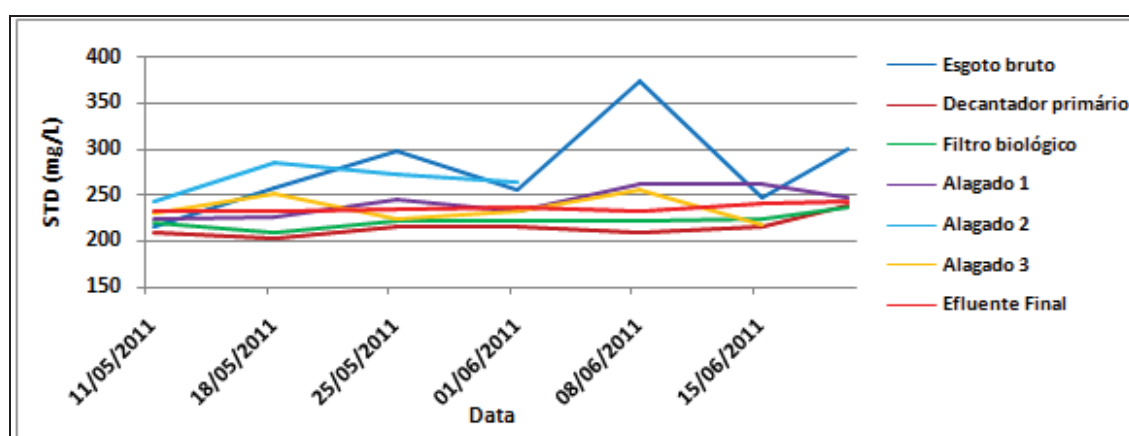


Figura 47. Resultados de STD (mg/L) dos efluentes da ETE Tibiriçá na Fase 2.

j) Micro-organismos

Quanto aos parâmetros microbiológicos, somente foi analisado no efluente final do processo de tratamento de esgoto.

Os resultados do monitoramento na fase 1 mostraram a presença de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes ou fecais (CF) no efluente final da estação, com densidades de micro-organismos elevadas, apresentando uma concentração média de $8,69 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes totais (CT) e de $9,95 \times 10^5$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes fecais (CF), como mostra a Figura 48.

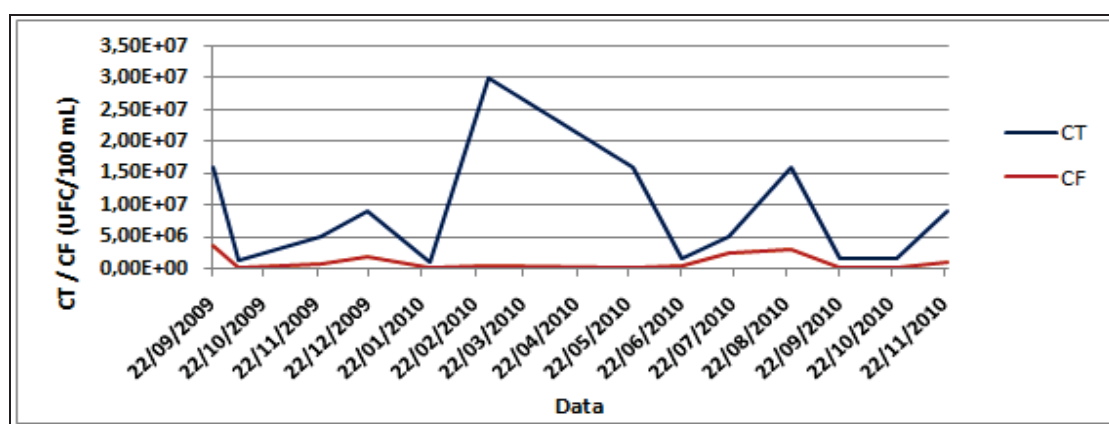


Figura 48. Resultados microbiológicos (UFC 100mL⁻¹) do efluente final da ETE, na Fase 1.

Na operação da fase 2, observou-se uma concentração média de $2,43 \times 10^7$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes totais e de $8,55 \times 10^6$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes fecais, como mostra a Figura 49.

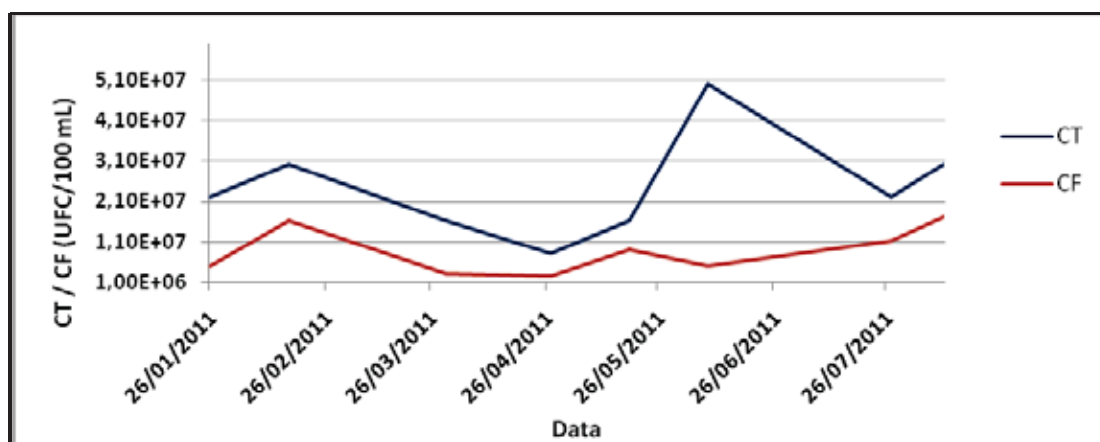


Figura 49. Resultados microbiológicos (UFC 100mL⁻¹) do efluente final da ETE, na Fase 2.

Estes valores estão acima da concentração de $1 \times 10^2.100 \text{ mL}^{-1}$ recomendada pela OMS, como limite para uso na irrigação de vegetais a serem consumidos crus.

6.2 Eficiência da estação de tratamento de esgoto

A concentração média de DBO no esgoto bruto foi de 399 mg/L na Fase 1 e 370 mg/L na fase 2. A DQO acompanhou os valores na relação 2:1, com concentrações de 585 mg/L e 696 mg/L, como demonstrado anteriormente. A concentração de DBO no efluente final nas fases 1 e 2 foram de 36 e 39 mg/L, respectivamente.

Deve-se considerar que, durante todo o período de estudo, a eficiência de DBO na Fase 1 foi de 91% e na Fase 2 de 89%, considerando o esgoto bruto e o efluente final da estação, enquanto a DQO foi 88% e 89%, respectivamente, atendendo as exigências para lançamento de efluente, conforme legislação vigente.

Assim, analisando a Tabela 20, quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de tratamento completo, verificou-se que houve remoção em concentrações elevadas, mesmo diante de todos os problemas operacionais decorrentes da presença de efluente não doméstico, possivelmente proveniente de suinocultura e elevada vazão.

Tabela 20. Concentrações médias de DBO e DQO (mg/L) e eficiência de remoção média (%) obtidas no esgoto bruto e efluente final durante a operação do sistema.

Parâmetro	Resultados					
	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%
NTK	56,52	33,87	40%	35,92	25,49	29%

As concentrações médias de NTK foram de 56,52 mg/L e 35,92 mg/L nos dois períodos analisados, respectivamente. Observaram-se poucas variações na concentração do esgoto bruto em relação a este parâmetro, recebendo sempre altas concentrações. Notou-se que ocorreu uma baixa eficiência de remoção dos nitrogênios, no processo em geral, mas observa-se na Tabela 20 que houve uma eficiência de 40% na Fase1 e de 29% na Fase 2.

7 CONCLUSÕES

Nos resultados analisados da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) demonstraram que os efluentes dos sistemas de alagados construídos de fluxo horizontal, na fase 1 de operação obtiveram remoção satisfatória, com concentração média de 172 mg/L DBO afluente para 82, 81 e 79 mg/L no três leitos, respectivamente, atingindo os valores de 36 mg/L no efluente final.

Na fase 2 da operação, com fluxo vertical, recebendo 175 mg/L de DBO afluente ocorreu uma remoção menor que na fase 1, sendo que as concentrações permaneceram em 96 mg/L nos alagados 1 e 3 e de 101 mg/L no alagado 2. No efluente final os valores se mantiveram em 39 mg/L.

Os resultados de remoção para matéria orgânica observados nos três tipos de macrófitas utilizadas nos alagados foram similares não demonstrando diferenciação quanto às espécies.

Quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, a eficiência ficou abaixo do esperado, não atendendo a legislação que exige lançamentos com até 20 mg/L. Nos efluentes produzidos no processo, constatou-se concentrações elevadas de NTK, amoniacal e

fosfato. Esta baixa remoção de nitrogênio significa que provavelmente não está ocorrendo a nitrificação completa, pela limitação de oxigênio no meio filtrante. Pode-se melhorar o sistema com a adequação da recirculação e obter um aumento da pressão de aspersão do efluente e consequentemente a oxigenação. Outra providência para melhoria da remoção das cargas de N e P seria aumentar o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a possibilidade de implantar mais uma etapa de alagado construído por lâmina livre.

Com estes resultados de nitrogênio e fósforo obtidos nos efluentes dos SACs, conclui-se que o sistema também está funcionando como tratamento secundário, ou seja, complementando o filtro anaeróbio, não fazendo seu papel como foi projetado, para ser uma etapa de tratamento terciário.

Estas concentrações de nitrogênio e fósforo encontradas no efluente favorecem o reúso na irrigação agrícola, de forma adequada proporcionando economia de fertilizante e maior proteção do corpo d'água, visto que a matéria orgânica, no solo, exerce efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas, beneficiando a fertilidade e reduzindo custos e boa quantidade de nutrientes, como de N e P.

Pela contagem de coliformes totais e principalmente dos fecais, os números foram elevados, onde a concentração média foi de $8,9 \times 10^6$ para coliformes totais e $9,94 \times 10^5$ para coliformes fecais, portanto o uso do efluente na fertirrigação por aspersão de culturas, não deve ser uma opção, pelos cuidados necessários com a proteção individual, pela possibilidade de contato com patogênicos e riscos à saúde, a menos que o efluente seja submetido, previamente a um processo de desinfecção.

A utilização de alagados construídos na estação de tratamento de esgoto de Tibiriçá mostrou que o sistema proporciona beleza paisagística, não apresenta odor e promover *habitat* para a fauna, sendo viável para pequenas comunidades, principalmente as rurais.

8 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. Florianópolis:** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005. 19p. Relatório Final CNPq/PIBIC-BIP.

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

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

ARAÚJO, R. A.; GUNTHER, W. M. R. Remoção de helmintos e protozoários em estações de tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais.** Belo Horizonte: ABES, 2007. 1 CD-ROM.

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

mar. 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969/1997**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. Disponível em: <http://www.enge.com.br/reuso_agua.htm. 07 Out. 2005>. Acesso em: 14 set. 2007.

BASTOS, R. K. X. et al. Disposição no solo como método de tratamento, reciclagem ou destino final de esgotos sanitários. In: Bastos, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: RiMa, 2003a. p. 1-22.

BASTOS, R. K. X. et al. Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos sanitários. In: BASTOS, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: RiMa, 2003b. p. 23-59.

BISTA, K. R. E; KHATAIWADA, N. R. Performance study on reed bed wastewater treatment units in Nepal. In: CONFERENCE INTERNATIONAL ON THE GREAT HIMALAYAS: CLIMATE, HEALTH, ECOLOGY, MANAGEMENT AND CONSERVATION, 2004, Kathmandu. **Anais**. Kathmandu: SchEMS, 2004. p. 12-15. Disponível em: <<http://www.aehms.org/pdf/Bista%20%26%20Khatiwada%20FE.pdf>> . Acesso em: 14 out. 2005.

BRASIL, J. K.; ANDREOLI, C. V. Proposição de sistema de avaliação do potencial de reúso de esgoto tratado em áreas agrícolas na região Metropolitana de Curitiba. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 25, n. 25, p.43-58, jul./dez. 2006.

BRASIL, M. S. et al. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p. 133-137, 2005. Suplemento. Disponível em: <<http://www.agriambi.com.br>> . Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Conselho Nacional de Recursos Hídricos – Resolução 54, 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/sitio/index.php?option=com_content&view=article&id=14>. Acesso em: 05dez. 2011.

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. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2006.

BREGA FILHO; MANCUSO, P. C. S. Conceitos de reúso de água. MANCUSO, P. C. S; SANTOS, H. F. (Ed.). **Reúso de água**. Barueri, SP: MANOLE, 2003. p. 21-36.

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

BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status and future perspectives. **Water Science and Technology**, London: IWA, v.30, n.8, p. 209-223, 1994b.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands system design, removal processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.). **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton: CRC, 1993. p. 9-22.

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. **Constructed wetlands in the sustainable landscape**. New York: John Wiley, 1999.270p.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos de trópico semi-árido**. 2000. 192 f. Tese (Doutorado em Microbiologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Aplicabilidade de tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2001. p. 1-34.

COSTA, L. L. et al. Eficiência de *wetlands* construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, Campina Grande, v.3, n.1, 1º Sem. 2003.

COSTA, M. L.; PEREIRA, E. P.; BRITO, L. P. Análise da eficiência na remoção de microorganismos de uma lagoa facultativa primária e de uma unidade wetland, tratando esgotos domésticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais**. Belo Horizonte: ABES, 2007. 1 CD-ROM.

D'AMBROSIO, O. **Paraísos artificiais**. 1998. Disponível em: <<http://www.unesp.br/jornal>> Acesso em: 20 ago.2006.

DIAS, V. N. et al. Fito-ETARS: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. In: ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO, 9., 2000, Loures, Portugal. **Anais**. Loures: FCT/UNL, 2000. p.587-607.

E- FLORA FLORIDA. **Scirpus Linnaeus Bulrush**. Cyperaceae: Sedge Family. 1 fotografia, color. Disponível em: <<http://www.floridaplants.com/Eflora/scirpus.htm>>. Acesso em 10 jan. 2012.

E- FLORA FLORIDA. **Typha Linnaeus**. Typhaceae: Cattail Family. 1 fotografia, color. Disponível em: <<http://www.floridaplants.com/Eflora/typha.htm>>. Acesso em 11 jan. 2012.

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&aql=&oq=&gs_rfai=>> . Acesso em: 20 ago.2006.

GONÇALVES, R. F.; JORDÃO, E. P.; ALÉM SOBRINHO, P. Introdução. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: RiMa, 2003. p. 1-26.

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

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

HAMMER, D.A.; KNIGHT, R.L. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. **Water Science and Technology**, London, v.29, n.4, p.15-27, 1994.

HESPAÑHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Ed.). **Reúso de água**. Barueri, SP: MANOLE, 2003. p. 37-95.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico de 2010. População do Brasil é de 190.732.694 pessoas. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Sala de imprensa. Brasília, DF, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/censo2010/>> . Acesso em: 05 dez. 2010.

INSTITUTO DE ECOLOGIA APLICADA. "Wetland". **Instituto de Ecologia aplicada**. 2004. Disponível em: <<http://www.wetland.com.br>> . Acesso em: 18 ago. 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

KADLEC, R. H. et al. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design e operation**. London: IWA, 2000. p. 156. Scientific and Technical Report.

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

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

KARPISCAK, M. M. et al. 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.

LABER, J.; PERFLER, R.; HABEL, R. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. **Water Science e Technology**, London, v.35, n.5, p. 71-77, 1997.

LIMA, A. S. **Análise de Desempenho de Reator Anaeróbio (UASB) Associado a Leito Cultivado de Fluxo Subsuperficial para Tratamento de Esgoto Doméstico**. 1998. 93f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 1998.

LIMA, J. E. F. W.; FERREIRA, R. S. A.; CRISTOFIDIS, D. O uso da irrigação no Brasil. In: FREITAS, M. A. V. **O uso da irrigação no Brasil: o estado das águas no Brasil**. Brasília, DF: Agência Nacional de Energia Elétrica, 1999. Disponível em: <<http://www.iica.org.uy>>. Acesso em: 04 set. 2009.

MACHADO, C. J. S. Reúso da água doce. **Revista Eco 21**, Rio de Janeiro, Ano 14, n. 86, 2004. Disponível em: <<http://www.eco21.com.br/edicoes/edicoes.asp?edição=86>> acesso em: 15 maio 2004.

MARQUES, D. L. L. M., PINHEIRO, C. B.; LUCA, S. J. Controle de metais e elevação de pH por banhado (*wetlands*) construídos sem fonte externa de matéria orgânica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais**. Foz do Iguaçu: Editora, 1997.

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

MARQUES, M. O. et al. Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos agrônômicos e ambientais. In: BASTOS, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: RiMa, 2003. p. 61-118.

MASI, F. **Constructed wetland for wastewater treatment**. 2004. Disponível em:
<http://www.iredra.it/cw/fitodep/fitodepu_eng.htm> . Acesso em: 18 ago. 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**, Viçosa, MG, 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. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais**. Joinville: ABES, 2003.1 CD-ROM.

MEIRA, C. M. B. **Utilização de terras úmidas no tratamento de águas superficiais poluídas: influência do tipo de leito e de macrófita**. 2004. 113. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2004.

MELLIN, A. K. **Nitrogen mineralization in a sludge-amended sandy clay loam in South Africa**. 2005. 45 f. Thesis (Master Soil Science)-Swedish University of Agriculture Sciences, Upsalla, 2005.

MELO JUNIOR, 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.

MENDONÇA, S.R. **Tópicos avançados em sistemas de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1987. 1 CD-ROM.

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

MOTA, S. **Introdução a engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 292 p.

NOUR, E.A.A. et al. Avaliação do potencial de utilização de esgoto doméstico após tratamento: reator anaeróbio compartimentado, wetland, filtração lenta e cloração. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais**. Belo Horizonte:ABES, 2007. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, A. C. A. et al. Constructed wetlands: Influence of bed type and vegetation the removal of nitrogen and 192 phosphorous. In: SIMPOSIO INTERNAZIONALE DI INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE, 2004, Taormina. **Anais**. Taormina: AIDIS, 2004. p. 23-26.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and desnitrification. In: ISWQ CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS IN WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Berlin. **Proceending**. Berlin: Fachbereich, 1998. p. 1-9.

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**, London: IWA, v.38, p.2241-2248, 2004.

ROSTON, D. M.; COLLAÇO, A. B. Leitos cultivados: pneu picado como meio suport. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais**. Joinville: ABES, 2003. CD-ROM.

ROSTON, D. M.; MANSOR, A. T. Tratamento de esgotos por sistema de leitos cultivados de vazão subsuperficial: avaliação da remoção de Nitrogênio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999.1 CD-ROM.

SAAD, J. C. C. **Sustentabilidade dos solos agrícolas da bacia hidrográfica do Alto Paranapanema em função da disponibilidade hídrica**. Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônomicas, UNESP, 2006. Projeto e pesquisa.

SALATI FILHO, E. et al. Assessment of the efficiency of constructed wetland sistem – Pilot plant – for tertiary treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., 2000, Orlando. **Proceeding**. Orlando: IWA, 2000.v.2, p.971-976.

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

SALATI, E. Edaphic-phytodepuration: a new approach to wastewater treatment. In: REDDY, K.R.; SMITH, W. H. (Ed.). **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Orlando: MAGNOLIA, 1987. 403p.

SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. **Biológico**, São Paulo, v.65, n.1/2, p. 113-116, jan./dez. 2003. Disponível em: <http://www.biologico.sp.gov.br/docs/bio/v65_1_2/salatti.pdf>. Acesso em: 05 maio 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: 10dez. 2010.

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

SHUBO, T. **Sustentabilidade do abastecimento e da qualidade da água potável urbana**. 2003. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental, Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2003.

SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de nutrientes (P e N) em sistemas “wetlands construídos” no tratamento de esgotos domésticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais**. Belo Horizonte: ABES, 2007. 1 CD-ROM.

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.

SOUSA, J. T. et al. Pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio utilizando sistemas “wetlands” construídos. 2000. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.1, p. 87-91, 2000.

SOUZA, J. T. et al. Remoção de fósforo através de sistema *wetland*. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26, 1998, Lima. **Anais**. Lima: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, 1998. 1 CD-ROM.

SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte:ABES; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. p. 186.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Constructed wetlands: a natural treatment alternative. **Pipeline**, Washington, v. 9, n.3, p. 1-8, 1998. Disponível em: <http://www.nesc.wvu.edu/pdf/WW/publications/pipline/PL_SU98.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2007.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. Technology Assessment. Washington, D. C.: **United States Environmental Protection Agency**, 1993. 87p.

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

VYMASAL, J. et al. Wetlands and natural resource management. **Ecological Studies**, Berlin, v. 190, section II, p. 69-96, 2006.

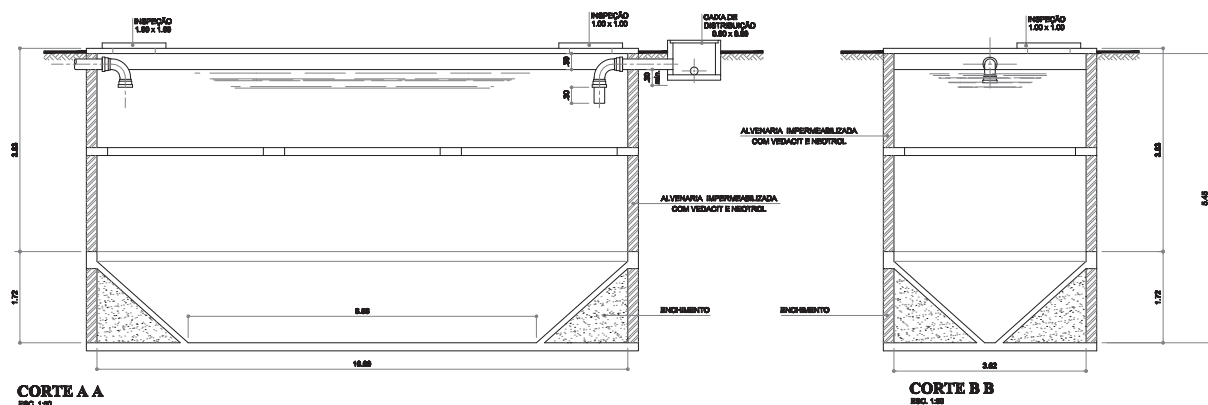
VYMASAL, J. **Wastewater treatment plant dynamics and management in constructed and natural wetlands**. Trebon: SPRINGER SCIENCE, 2008. 348 p. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?id=3y-W7UxDgEwC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>>. Acesso em: 21 nov. 2010.

WATSON, J. T. et al. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: WATSON, J.T. et al. **Constructed wetlands for wastewater treatment**. Chelsea: Lewis, 1989. p. 319-351.

WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P. **The ecophysiology of plant-phosphorus interactions.** Dundee: Springer Science, 2008.p. 285.

WIKIMEDIA COMMONS. *Phragmites* spp. 1 fotografia, color. Disponível em:
<http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Wicken_Lode1.JPG> .Acesso em: 13 dez. 2010.

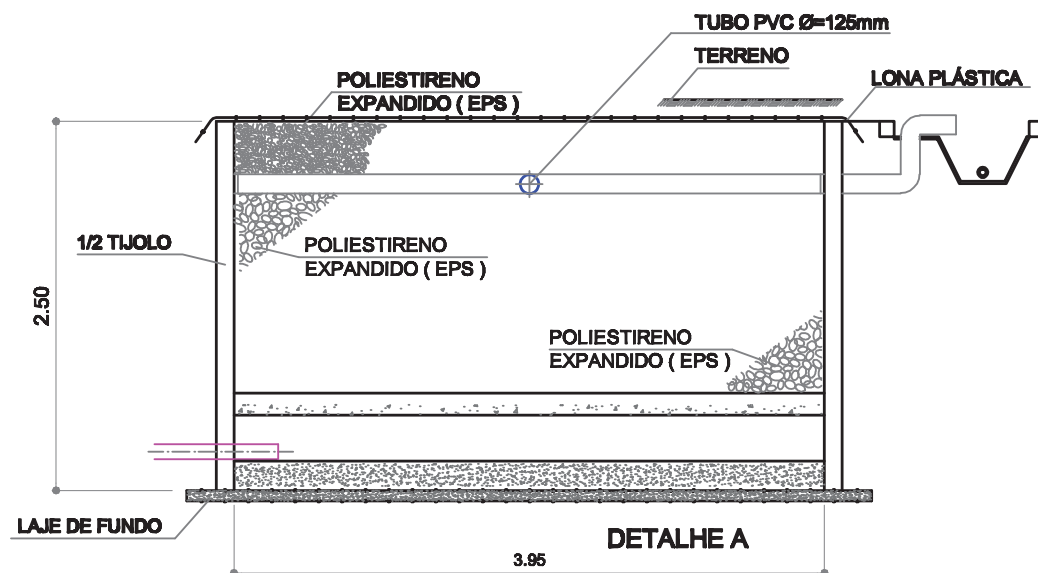
APÊNDICE



CORTE A A
ESQ. 1/50

CORTE B B
ESQ. 1/50

ENQ. ^o RESPONSÁVEL	NOME		DATA	DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO	
	SER.	WALTER	JAN/20	DAE - BAURIL	
	TOP.			DIV. DE PLANEJAMENTO	
	CEL.			PROCESSO Nº:	
				PROJETO Nº:	
				PROJETO Nº: 6588	
				FOLHA Nº: 01/01	



CORTE B
ESC. 1 :50

ENG° RESPONSÁVEL	DES.	NOME	DATA	DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO DAE - BAURU DIV. DE PLANEJAMENTO	
	TOP.	WALTER	SET/2008		
	CAL.				
	ESCALA INDICADA	PROJETO DE REFORMA E AMPLIAÇÃO - ETE DE TIBIRIÇÁ -			PROCESSO Nº:
					PROJETO Nº:
					DESENHO Nº: 5856
					FOLHA Nº: 03 / 03