

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**“WETLANDS CONSTRUÍDOS” DE FLUXO VERTICAL COM  
MEIO SUPORTE DE SOLO NATURAL MODIFICADO NO  
TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**

**SELMA CRISTINA DA SILVA**

**ORIENTADOR: RICARDO SILVEIRA BERNARDES  
CO-ORIENTADORA: MARIA LUCRÉCIA GEROSA RAMOS**

**TESE DE DOUTORADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E  
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PTARH.TD – 003/2007  
BRASÍLIA/DF: MAIO-2007**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**“WETLANDS CONSTRUÍDOS” DE FLUXO VERTICAL COM MEIO  
SUPORTE DE SOLO NATURAL MODIFICADO NO TRATAMENTO  
DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**

**SELMA CRISTINA DA SILVA**

**TESE SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA  
CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS  
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM  
TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS.**

**APROVADA POR:**

---

**PROF. RICARDO SILVEIRA BERNARDES (ENC-UnB)**  
**(Orientador)**

---

**PROF. MARIA LUCRÉCIA GEROSA RAMOS (FAV-UnB)**  
**(Co-orientador)**

---

**PROF. MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA (ENC-UnB)**  
**(Examinador Interno)**

---

**PROF. ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM (ENC-UnB)**  
**(Examinador Interno)**

---

**PROF. MARIA DE LOURDES FLORÊNCIO DOS SANTOS (CTG-UFPE)**  
**(Examinador Externo)**

---

**PROF. DENIS MIGUEL ROSTON (FEAGRI-UNICAMP)**  
**(Examinador Externo)**

**BRASÍLIA/DF, 28 DE MAIO DE 2007.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, SELMA CRISTINA

**“Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos**

xvii, 205p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Doutor, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2007). Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. *wetlands* construídos  
3. Remoção de poluentes  
I. ENC/FT/UnB

2. Tratamento de esgoto  
4. Qualidade do solo  
II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, S. C. (2007). “*Wetlands Construídos*” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.TD-003/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 205p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Selma Cristina da Silva.

TÍTULO: “*Wetlands Construídos*” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos.

GRAU: Doutor

ANO: 2007

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Selma Cristina da Silva  
Rua Paraná, nº 59-E – Paripe  
CEP: 40800-440, Salvador-Ba

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que me deu forças para trilhar o caminho que tracei à minha vida.

Agradeço a minha família que, mesmo estando distante, em momento algum me deixou desamparada. Em especial, aos meus pais Manoel Martins da Silva (em memória) e Nadir Roque da Silva pelo apoio, sabedoria, espiritualidade, ensinamentos e educação a mim proporcionado ao longo da vida; por terem contribuído para que eu fosse uma pessoa determinada em relação aos meus objetivos de vida e pelas palavras de carinho e conforto a cada telefonema ou visita.

As minhas sobrinhas, Carine, Liliã e Livian e à minha amiga Cibele pelo constante incentivo e preocupação com o meu bem-estar.

À “Dodó”, meu querido amigo em todas as horas. Aquele que suportou todos os momentos difíceis e, que, por mais que eu tivesse sufocando-o com minhas angustias, sempre me ouviu pacientemente e acalmou as minhas inquietações com o carinho especial de um verdadeiro amigo.

Ao colega Carlos Daidi pela troca de idéias na fase de concepção dos sistemas experimentais; por ter cedido o espaço físico da CAESB – ETE Norte para instalação e operação dos sistemas experimentais e pela permissão para o uso dos laboratórios de análise físico-química e bacteriológica.

A Auzileide pela amizade, dedicação e responsabilidade com que realizou as análises físico-químicas e bacteriológicas das amostras.

A todos os funcionários da CAESB que foram bons colegas e facilitaram as coisas para mim durante o período que utilizei as instalações da empresa.

A professora Lucrécia Gerosa Ramos pela dedicação, orientação e apoio, inclusive para as análises das amostras microbiológicas do solo e estatísticas, durante o desenvolvimento da pesquisa.

Ao professor Ricardo Bernardes pela orientação, compreensão, apoio, e confiança depositada durante o período de desenvolvimento da tese.

Ao professor Marco Antônio pelas sugestões feitas durante o desenvolvimento da pesquisa.

Aos professores Cristina Brandão e Sérgio Kóide, pela amizade, ajuda e palavras de conforto nas horas difíceis.

Ao Professor Nestor Campana, que possibilitou o início da montagem dos sistemas experimentais quando ocupava a posição de coordenador do Programa de Pós-Graduação.

Ao Professor Sebastião da FAV-UnB pela amizade, momento de descontração e apoio para realização das análises de amostras dos solos no laboratório de química do solo, do qual ele é coordenador.

Aos funcionários da Prefeitura de Campus da UnB (Dário, Elenilson e Denilson), pela confecção das peças de madeira que eram parte das unidades experimentais.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Civil, Antônio Candido (Boy), João e Adélias, pelo apoio administrativo.

A Talyrand Jorcelino, bolsista de iniciação científica, que me ajudou durante a montagem, operação e monitoramento dos sistemas experimentais.

Aos colegas da FAV-UnB, Thais, Fernanda, Lídia, Bruno, Dyna, Neto, Wellington, João Manoel e Alexandre, pela amizade e orientação nos procedimentos de análise microbiológicas das amostras do solo.

Aos amigos e colegas do PTARH, pela boa convivência e momentos de descontração.

Ao programa de pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, que me proporcionou a infra-estrutura necessária à realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento de Pesquisa Tecnológica – CNPq, pelo financiamento do projeto e pela bolsa de doutorado.

## RESUMO

### **“WETLANDS CONSTRUÍDOS” DE FLUXO VERTICAL COM MEIO SUPORTE DE SOLO NATURAL MODIFICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS.**

**Autor: Selma Cristina da Silva**

**Orientador: Ricardo Silveira Bernardes**

**Co-orientador: Maria Lucrécia Gerosa Ramos**

**Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos**

**Brasília, Maio, 2007.**

No Brasil, o índice de atendimento municipal com serviços de esgotamento sanitário é de 52,2% (PNSB, 2000). É, portanto, baixo e há discrepâncias regionais, pois os percentuais de atendimento das regiões Sudeste e Sul são superiores aos do Norte, Nordeste e Centro Oeste. A situação é mais agravante na zona rural, onde grande parte das localidades não é contemplada com esses serviços e quando existem são ineficientes. Visando contribuir para melhoria das condições sanitárias das cidades brasileiras, procurou-se aprimorar os conhecimentos sobre um dos tipos de sistemas naturais, os *wetlands* construídos que são sistemas tecnologicamente avançados e de baixo custo. Nessa pesquisa foi avaliado o desempenho dos mecanismos de tratamento dos sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente com meio suporte de solo natural modificado (Latossolo vermelho-amarelo misturado com areia média), plantado com arroz (*Oryza sativa L.*) irrigado, no tratamento de esgotos domésticos primários. Os mecanismos observados foram de remoção de poluentes e de patógenos presentes nos esgotos e de salinização, sodificação, colmatação, fertilização, degradação da matéria orgânica e transformação do nitrogênio no meio suporte. Foram montados três sistemas experimentais operando com taxas de aplicação de 4cm/d, 8cm/d e 15cm/d, cada um com 3 unidades *wetlands* construídos (plantado) e 3 controles (sem planta), totalizando 18 unidades. Os sistemas foram operados sob regime de fluxo não saturado, com alimentação intermitente por um período de dez meses e o monitoramento da qualidade do esgoto afluente e dos efluentes teve duração de nove meses. As cargas do esgoto foram aplicadas nas segundas, quartas e sextas, ficando os outros dias em descanso. As eficiências médias de remoção encontradas variaram aproximadamente, de 97 a 99% (DBO); 90 a 98% (SS); 90 a 99% (turbidez); 9 a 37% (CE); 96 a 100% (P); 88 a 94% (N total); 85 a 95% (amônia) e houve aumento de 2 a 116% nas concentrações de nitrato e redução do NMP de coliformes de 1 log a 6 log. As eficiências de remoção entre os *wetlands* construídos e controles e entre as taxas de esgoto aplicadas não diferiram significativamente. Contudo, a influência positiva da planta foi observada nos processo de nitrificação, e fertilização e colmatação do solo entre outros.

## **ABSTRACT**

### **VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLANDS SYSTEMS WITH SUBSTRACT OF NATURAL SOIL FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT**

**Author: Selma Cristina da Silva**

**Adviser: Ricardo Silveira Bernardes**

**Co-adviser: Maria Lucrécia Gerosa Ramos**

**Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos  
Brasília, May, 2007**

In Brazil, the municipalities with sewerage system is 52,2% of the total (PNSB, 2000). Therefore, it is low figure and there are regional discrepancies, as the percentage of attendance at the southern and southeastern regions are higher then at the northern northeastern and middle western. The situation is even worse at the rural area, where most localities do not have these services and are insufficient when they do exist. Aiming at contributing for better sanitary condition in this country, we tried to improve our understanding of a natural system, the constructed wetlands, which are technically advanced systems with low costs (Bird, 2004). In this study we evaluated the performances of the treatment processes, that occurs at wetland systems constructed under vertical descendent flux on modified natural soil substrate ( yellow red-latosoil mixed with medium sand), planted with irrigated rice (*Oryza sativa L.*), as a biological reactor projected for the treatment of domestic sewage after primary treatment. We built three experimental systems and each of them had 3 units of constructed wetlands (planted) and 3 control units (without plants), giving a total of 18 units. Systems were operated on unsaturated flux regimes, with intermittent availability. The sewage loads were done on Mondays, Wednesdays and Fridays. Systems were operated during 10 months and surveys on sewage and effluent quality were done during nine months. The load did not interfere on the efficiency of pollutants removal, as there was no significant difference between treatments. Mean removal efficiency varied from, approximately, 97 to 99% (BOD); 90 a 98% (SS); 90 a 99% (turbidity); 9 a 37% (CE); 90 a 99,9999% (faecal coliform); 96 a 100% (P); 88 a 94% (total N); 85 a 95% (ammonia) and increased from 2 to 116% (nitrate). The removal efficiencies between the wetlands and the controls did not differ significantly. However, the positive influence of irrigated rice was perceived on the nitrification and fertilization processes and soil clogging among others.



## SUMÁRIO

<b>1 – INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 – OBJETIVOS .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1 – GERAL .....</b>	<b>4</b>
<b>2.2 – ESPECÍFICOS .....</b>	<b>4</b>
<b>3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>5</b>
<b>3.1 – SISTEMAS WETLANDS CONSTRUÍDOS .....</b>	<b>5</b>
<b>3.1.1 – Classificação dos sistemas <i>wetlands</i> construídos .....</b>	<b>10</b>
<b>3.1.2 – Componentes dos sistemas <i>wetlands</i> construídos .....</b>	<b>15</b>
3.1.2.1 – Meio suporte .....	15
3.1.2.2 – Planta .....	16
3.1.2.3 – Microorganismos .....	17
<b>3.1.3 – Sistemas <i>wetlands</i> construídos para tratamento de águas residuárias no Brasil .....</b>	<b>18</b>
3.1.3.1 – Estudos experimentais .....	20
<b>3.1.4 – Custos de sistemas <i>wetlands</i> construídos .....</b>	<b>25</b>
<b>3.2 – O LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO .....</b>	<b>27</b>
<b>3.2.1 – Características geotécnicas do solo do Campus universitário da UnB .....</b>	<b>29</b>
<b>3.3 – O ARROZ (<i>Oryza sativa</i> L.) .....</b>	<b>30</b>
<b>3.3.1 – Semeadura .....</b>	<b>32</b>
<b>3.3.2 – Crescimento da planta .....</b>	<b>32</b>
<b>3.3.3 – A cultivar BRS-GO Guará .....</b>	<b>33</b>
<b>3.4 – FATORES DETERMINANTES NOS PROCESSOS DE TRATAMENTO</b>	<b>33</b>
<b>3.4.1 – Nitrogênio (N) .....</b>	<b>33</b>
3.4.1.1 – Transformação do N em solos de <i>wetlands</i> construídos ....	35
3.4.1.2 – Remoção de N em <i>wetlands</i> construídos .....	47
<b>3.4.2 – Fósforo (P) .....</b>	<b>48</b>
3.4.2.1 – Processos de transformação e remoção de P nos sistemas <i>wetlands</i> Construídos .....	50

3.4.3 –	<b>pH do solo</b> .....	<b>55</b>
3.4.4 –	<b>Oxigênio Dissolvido (OD)</b> .....	<b>56</b>
3.4.5 –	<b>Relação C/N</b> .....	<b>57</b>
3.4.6 –	<b>Capacidade de Troca de Cátions (CTC)</b> .....	<b>59</b>
3.4.7 –	<b>Matéria Orgânica (MO)</b> .....	<b>63</b>
	3.4.7.1 – Carbono Orgânico Total (COT) .....	60
3.4.8 –	<b>Biomassa microbiana</b> .....	<b>61</b>
3.4.9 –	<b>Salinização e Sodificação dos Solos</b> .....	<b>63</b>
	3.4.9.1 – Condutividade Elétrica (CE) .....	65
	3.4.9.2 – Percentual de Sódio Trocável (PST) .....	66
	3.4.9.3 – Razão de Adsorção de Sódio (RAS) .....	66
3.4.10	– <b>Condutividade hidráulica (CH) e colmatção do solo</b> .....	<b>67</b>
<b>4 -</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>70</b>
4.1 –	<b>MONTAGEM DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS</b> .....	<b>71</b>
4.2 –	<b>PRÉ-TRATAMENTO DO ESGOTO AFLUENTE AOS SISTEMAS</b> .....	<b>76</b>
4.3 –	<b>MONITORAMENTO DOS SISTEMAS</b> .....	<b>77</b>
4.3.1 –	<b>Monitoramento da qualidade dos efluentes</b> .....	<b>80</b>
4.3.2 –	<b>Monitoramento da qualidade do solo</b> .....	<b>82</b>
	4.3.2.1 – Capacidade de campo do solo .....	83
	4.3.2.2 – Nitrogênio da biomassa microbiana .....	83
	4.3.2.3 – Carbono da biomassa microbiana .....	84
	4.3.2.4 – Nitrogênio total do solo .....	86
	4.3.2.5 – Capacidade de degradação da matéria orgânica/Respiração basal .....	88
	4.3.3.6 – Nitrato e amônio no solo .....	88
4.4 –	<b>DELINEAMENTO ESTATÍSTICO</b> .....	<b>89</b>
<b>5 –</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>90</b>
5.1 –	<b>CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO E AFLUENTE</b> ..	<b>90</b>
5.2 –	<b>REMOÇÃO DE NUTRIENTES (P e N)</b> .....	<b>92</b>
5.2.1 –	<b>Fósforo (P) total</b> .....	<b>93</b>
5.2.2 –	<b>Nitrogênio (N)</b> .....	<b>99</b>
	5.2.2.1 – N Total. ....	100
	5.2.2.2 – N inorgânico (N-NH <sub>3</sub> e N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	102

5.2.2.3 – Acúmulo e transformação do nitrogênio no solo .....	109
<b>5.3 – DESENVOLVIMENTO E PRODUTIVIDADE DA PLANTA DO ARROZ</b>	<b>121</b>
<b>5.4 – RELAÇÃO C/N DO SOLO .....</b>	<b>124</b>
<b>5.5 – pH DO SOLO E DOS EFLUENTES .....</b>	<b>126</b>
<b>5.6 – OXIGENAÇÃO DOS SOLOS .....</b>	<b>128</b>
<b>5.7 – REMOÇÃO DE SAIS .....</b>	<b>130</b>
5.7.1 – Salinização e sodificação dos solos .....	133
<b>5.8 – REMOÇÃO DOS SÓLIDOS .....</b>	<b>139</b>
<b>5.9 – REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA .....</b>	<b>142</b>
5.9.1 – Acúmulo e mineralização da MO nos solos .....	144
5.9.2 – Atividade microbiana .....	149
5.9.3 – Quociente metabólico .....	154
<b>5.10 – REMOÇÃO DE PATÓGENOS .....</b>	<b>156</b>
<b>5.11 – FERTILIZAÇÃO DOS SOLOS .....</b>	<b>159</b>
5.11.1 – Toxidez por Alumínio (Al) .....	163
<b>5.12 – CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (K) COLMATAÇÃO DO SOLO .....</b>	<b>165</b>
<b>6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>172</b>
6.1 – CONCLUSÕES .....	172
6.2 – RECOMENDAÇÕES .....	
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>176</b>
<b>APENDICE</b>	

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 -	Vantagens e desvantagens dos sistemas <i>wetlands</i> construídos .....	9
Tabela 3.2 -	Resumo comparativo das características dos sistemas sub-superficiais (Cooper, 1999 e Cooper <i>et al.</i> , 1999) .....	15
Tabela 3.3 -	Características e eficiências de remoção dos “ <i>wetlands</i> construídos” experimentados no Brasil .....	24
Tabela 3.4 -	Estimativas de custos de construção de sistemas <i>wetlands</i> de fluxo superficial e sub-superficial (Sauer e Kimber, 2001) .....	26
Tabela 3.5 -	Estimativas de custos de construção para sistemas que incluem em uma das <i>wetlands</i> de fluxos superficial e subsuperficial (Sauer e Kimber, 2001) .....	26
Tabela 3.6 -	Resultados dos ensaios de caracterização geotécnica do solo da UnB (Guimarães,2002) .....	29
Tabela 3.7 -	Gêneros que incluem microrganismos diazotróficos de vida livre (cianobactérias) no solo em arroz inundado .....	42
Tabela 3.8 -	Bactérias diazotróficas associadas à planta do arroz (Cardoso <i>et al.</i> , 1992) ..	42
Tabela 3.9 -	Classificação dos solos quanto à salinidade, com base na CE, PST e pH (Richard, 1954) .....	64
Tabela 3.10 -	Classificação dos solos quanto à salinidade, com base na CE e RAS .....	64
Tabela 4.1 -	Taxa de aplicação hidráulica ( $q_h$ ) e identificação das unidades experimentais dos sistemas .....	70
Tabela 4.2 -	Quantidade de amostras coletadas durante os nove meses de monitoramento dos sistemas .....	80
Tabela 5.1 -	Composição granulométrica do solo utilizado como substrato das unidades <i>wetlands</i> construídos (com planta) e controles (sem planta) dos sistemas .....	90
Tabela 5.2 -	Características químicas do solo utilizado como meio filtrante do esgoto nas unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas .....	91
Tabela 5.3 -	Características do esgoto afluente às unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	92
Tabela 5.4 -	Concentrações médias de P total afluente (esgoto) e efluentes $\pm$ desvio padrão e eficiências de remoção das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06 .....	94

Tabela 5.5 -	Concentrações médias de P na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	96
Tabela 5.6 -	Concentrações médias de P na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	97
Tabela 5.7 -	Concentrações médias de P na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	98
Tabela 5.8 -	Concentrações médias de N total $\pm$ desvio padrão do afluente (esgoto) e efluentes e eficiências de remoção das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Abr/06 .....	101
Tabela 5.9 -	Concentrações médias de N-NH <sub>3</sub> afluente (esgoto) e efluentes e eficiências de remoção das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Set/06 .....	102
Tabela 5.10 -	Concentrações médias de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> $\pm$ desvio padrão do afluente (esgoto) e % de nitrificação dos efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06 .....	105
Tabela 5.11 -	Concentrações médias de N-NH <sub>3</sub> e N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> lixiviadas dos solos das unidades dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 para o efluente tratado no período de Dez/05-Ago/06 .....	107
Tabela 5.12 -	Capacidade de Troca Catiônica (CTC) das camadas de 0-5cm e 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	108
Tabela 5.13 -	N total adicionado ao solo com a aplicação do esgoto e quantidades remanescentes e perdas na camada de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	109
Tabela 5.14 -	N total adicionado com a aplicação do esgoto e quantidades remanescentes e perdas na camada de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/06-Set/06) .....	110

Tabela 5.15 - N total adicionado com a aplicação do esgoto e quantidades remanescentes e perdas nas camadas de 5-20cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	111
Tabela 5.16 - Percentual de N orgânico, N mineralizado e perdas de N na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	113
Tabela 5.17 - Percentual de N orgânico e mineralizado remanescentes, de perdas de N na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	113
Tabela 5.18 - Percentual de N orgânico e mineralizado remanescentes, de perdas de N na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	114
Tabela 5.19 - Amônio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), Nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) e N mineral (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) na camada de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	115
Tabela 5.20 - Amônio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), Nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) e N mineral (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) na camada de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	116
Tabela 5.21 - Amônio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), Nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) e N mineral (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) na camada de 5-20cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	117
Tabela 5.22 - N da biomassa microbiana (mg N/kg solo) nas camadas de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	118
Tabela 5.23 - N da biomassa microbiana do solo (mg N/kg solo) das camadas de 0-5 e 5-20cm das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	118
Tabela 5.24 - Produção médias dos grãos e da massa vegetal do arroz no 1º ciclo (Dez/05-Abr/06) .....	121
Tabela 5.25 - Doses de N aplicadas no solo, estimativa da produção de grãos em casca e quantidade de N que deveria ser aplicada para atingir a referida produção ...	122

Tabela 5.26 - Estimativa da produção de grãos em casca dos sistemas <i>wetlands</i> construídos se fosse utilizada uma área de 1ha (10.000m <sup>2</sup> ) .....	123
Tabela 5.27 - Quantidade (mg/kg) e percentual ((%) de N alocado para os grãos no 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	124
Tabela 5.28 Relação C/N na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	124
Tabela 5.29 Relação C/N na camada de 0-5 cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Ago/06) .....	125
Tabela 5.30 Relação C/N na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Ago/06) .....	125
Tabela 5.31 pH das amostras das camadas de 0-5 cm e 5-20 cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	126
Tabela 5.32 - Valores médios de pH do esgoto (afluente) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06 .....	127
Tabela 5.33 - Concentrações médias de alcalinidade afluente (esgoto) e efluentes ± desvio padrão das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06 .....	127
Tabela 5.34 - Concentrações médias de OD (mg/L) ± desvio padrão do afluente e dos efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	128
Tabela 5.35 - Valores médios de condutividade elétrica (CE) do esgoto afluente e dos efluentes ± desvio padrão das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	131
Tabela 5.36 - Concentração Ca <sup>+2</sup> e Mg <sup>+2</sup> na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05- Abr/06) .....	133

Tabela 5.37 - Concentração de $K^+$ e $Na^+$ na camada de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05- Abr/06) .....	134
Tabela 5.38 - Concentração $Ca^{+2}$ e $Mg^{+2}$ na camada de 0-5 cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	134
Tabela 5.39 - Concentração de $K^+$ e $Na^+$ na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	135
Tabela 5.40 - Concentração $Ca^{+2}$ e $Mg^{+2}$ na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	135
Tabela 5.41 - Concentração $K^+$ e $Na^+$ na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	135
Tabela 5.42 - Valores de CE, PST e pH na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura (Dez/05-Abr/06) .....	136
Tabela 5.43 - Valores de CE, PST e pH da camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura (Dez/05-Set/06) .....	137
Tabela 5.44 - Valores de CE, PST e pH da camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura (Dez/05-Set/06) .....	137
Tabela 5.45 - RAS na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	138
Tabela 5.46 - RAS nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	138
Tabela 5.47 - Concentrações médias afluentes e efluentes $\pm$ desvio padrão, e eficiências de remoção de SS das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	139



Tabela 5.48 - Concentrações médias afluentes e efluentes $\pm$ desvio padrão, e eficiências de remoção de Turbidez das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	141
Tabela 5.49 - Concentrações médias afluentes e efluentes $\pm$ desvio padrão, e eficiências médias de remoção de DBO das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Abr/06 .....	142
Tabela 5.50 - Quantidade de MO adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	145
Tabela 5.51 - Quantidade de MO adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	145
Tabela 5.52 - Quantidade de MO adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 5-20cm do solo, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	146
Tabela 5.53 - Quantidade de COT adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	147
Tabela 5.54 - Quantidade de COT adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	148
Tabela 5.55 - Quantidade de COT adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 5-20 cm do solo, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	148
Tabela 5.56 - Médias dos valores da atividade microbiana nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no final do 1º e 2º ciclos .....	151
Tabela 5.57 - Quociente metabólico (qCO <sub>2</sub> ) nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	155
Tabela 5.58 - Relação C/N da biomassa microbiana nos solos das camadas de 0-5 e 5-20cm das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após dois ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	155

Tabela 5.59 - Valores da CTC, S e V na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	160
Tabela 5.60 - Valores da CTC, S e V na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	161
Tabela 5.61 - Valores da CTC, S e V na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	161
Tabela 5.62 - .Concentrações de cátions ácidos ( $H^+$ e $Al^{+3}$ ) na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	162
Tabela 5.63 - Concentrações de cátions ácidos ( $H^+$ e $Al^{+3}$ ) na camada de 0-5cm dos solos dos <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	162
Tabela 5.64 - .Teores e saturação de alumínio na camada de 0-5cm das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	163
Tabela 5.65 - Teores e saturação de alumínio na camada de 0-5cm das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	164
Tabela 5.66 - Teores e saturação de alumínio na camada de 5-20cm das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	164
Tabela 5.67 - Valores médio de <i>K</i> dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após dois o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	166
Tabela 5.68 - Valores médio de <i>K</i> dos solos do Sistema 3, após três meses de operação ....	167

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 -	Sistemas <i>wetlands</i> com plantas aquáticas flutuantes livres (IEA, 2004) ....	10
Figura 3.2 -	Sistemas <i>wetlands</i> com macrófitas submersas (Vymazal, 1998) .....	11
Figura 3.3 -	Sistema com fluxo superficial (Anjos, 2003) .....	11
Figura 3.4 -	Sistema com fluxo sub-superficial horizontal (FH) (Anjos, 2003) .....	11
Figura 3.5 -	Sistema com fluxo sub-superficial vertical (FV) (adaptada de Anjos, 2003) .....	11
Figura 3.6 -	Sistema híbrido ou misto (FH + FV) .....	11
Figura 3.7 -	Mapa de solos do Distrito Federal (EMBRAPA, 2004) .....	28
Figura 3.8 -	Sistema radicular da planta do arroz .....	31
Figura 3.9 -	Principais processos de N em <i>wetlands</i> construídos. Adaptado de Cassini (2006) e Vymazal (2006) .....	35
Figura 3.10 -	Processos de transformação de P em solos de <i>wetlands</i> construídos - Adaptado de Cassini (2006) .....	50
Figura 3.11 -	Diagrama de classificação da água de irrigação do “U.S. Salinity Laboratory Staff” .....	64
Figura 4.1 -	Disposição das unidades experimentais na plataforma de madeira .....	72
Figura 4.2 -	Desenho esquemático dos sistemas experimentais .....	73
Figura 4.3 -	Mistura dos solos secos após pesagem .....	74
Figura 4.4 -	Umedecimento do solo após mistura .....	74
Figura 4.5 -	Umedecimento do solo .....	74
Figura 4.6 -	Pesagem do solo úmido antes de colocá-lo no tambor .....	74
Figura 4.7 -	Aplicação de uma energia para acomodação do solo .....	74
Figura 4.8 -	Planta do arroz 25 dias após a germinação .....	75
Figura 4.9 -	Unidade experimental <i>wetland</i> construído após o transplântio da cultura do arroz .....	76
Figura 4.10 -	Coleta da amostra do efluente tratado .....	81
Figura 4.11 -	Incubação das amostras de solo para posterior extração da solução utilizada nas fases de digestão e destilação .....	83
Figura 4.12 -	Destilador – aparelho utilizado para análise do N total do solo .....	87

Figura 5.1 -	Concentrações médias de P afluentes (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do <b>Sistema 1</b> , no período de Dez/05-Ago/06 .....	94
Figura 5.2 -	Concentrações médias de P afluentes (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do <b>Sistema 2</b> , no período de Dez/05-Ago/06 .....	95
Figura 5.3 -	Concentrações médias de P afluentes (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do <b>Sistema 3</b> , no período de Dez/05-Ago/06 .....	95
Figura 5.4 -	Concentrações de nitrogênio (NTK, N-NH <sub>3</sub> e N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) do esgoto primário da ETEB Norte .....	100
Figura 5.5 -	Concentrações médias de amônia (N-NH <sub>3</sub> ) no afluente (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1, no período de Dez/05-Ago/06 .....	104
Figura 5.6 -	Concentrações médias de amônia (N-NH <sub>3</sub> ) no afluente (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2, no período de Dez/05-Ago/06 .....	104
Figura 5.7 -	Concentrações médias de amônia (N-NH <sub>3</sub> ) no afluente (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3, no período de Dez/05-Ago/06 .....	104
Figura 5.8 -	Concentrações de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> no afluente (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1, no período de Dez/05-Ago/06 .....	106
Figura 5.9 -	Concentrações de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> no afluente (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2, no período de Dez/05-Ago/06 .....	106
Figura 5.10 -	Concentrações de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> no afluente (esgoto) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3, no período de Dez/05-Ago/06 .....	107
Figura 5.11 -	Correlação linear entre o N total acumulado nos solos na camada de 0-5cm dos <i>wetlands</i> construídos e controles e suas respectivas taxas de aplicação do esgoto, após o 1º ciclo da cultura (Dez/05-Abr/06) .....	111

Figura 5.12 -	Correlação linear entre o N total acumulado nos solos da camada de 0-5cm dos <i>wetlands</i> construídos e controles e suas respectivas taxas de aplicação do esgoto, após o 2º ciclo da cultura do arroz .....	112
Figura 5.13 -	Correlação linear entre o N total acumulado nos solos da camada de 5-20cm dos <i>wetlands</i> construídos e controles e suas respectivas taxas de aplicação do esgoto, após o 2º ciclo da cultura do arroz .....	112
Figura 5.14 -	Planta do arroz no início da floração dos grãos .....	121
Figura 5.15 -	Planta do arroz no final do 2º ciclo .....	122
Figura 5.16 -	Concentrações médias de OD no afluente (esgoto) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06 .....	129
Figura 5.17 -	Concentrações médias de OD no afluente (esgoto) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06 .....	129
Figura 5.18 -	Concentrações médias de OD no afluente (esgoto) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	130
Figura 5.19 -	Valores de CE nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06 .....	132
Figura 5.20 -	Valores de CE nos afluentes (esgotos) e efluentes as unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06 .....	132
Figura 5.21 -	Valores de CE nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	133
Figura 5.22 -	Concentrações médias de SS nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06 .....	140
Figura 5.23 -	Concentrações médias de SS no afluente (esgoto) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06 .....	141

Figura 5.24 -	Concentrações médias de SS nos afluentes (esgoto) e efluentes as unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	141
Figura 5.25 -	Amostras do afluente e dos efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos e controles dos sistemas experimentais .....	142
Figura 5.26 -	Concentrações médias de DBO nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06 .....	143
Figura 5.27 -	Concentrações médias de DBO nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Abr/06 .....	143
Figura 5.28 -	Concentrações médias de DBO nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Abr/06 .....	144
Figura 5.29 -	Valores médios da respiração microbiana na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos (TP) e controles (TC) dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	149
Figura 5.30 -	Valores médios da respiração microbiana na camada de 0-5cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos (TP) e controles (TC) dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo do arroz (Dez/05-Set/06) .....	151
Figura 5.31 -	Valores médios da respiração microbiana na camada de 5-20cm dos solos das unidades <i>wetlands</i> construídos (TP) e controles (TC) dos sistemas 1, 2 e 3, após dois ciclos do arroz (Dez/05-Set/06) .....	152
Figura 5.32 -	Correlação linear entre a atividade microbiana e N total da camada de 0-5cm dos solos dos sistemas <i>wetlands</i> construídos e controles, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06) .....	153
Figura 5.33 -	Correlação linear entre a atividade microbiana e N total das camadas de 0-5cm dos solos dos sistemas <i>wetlands</i> construídos e controles, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	154
Figura 5.34 -	Correlação linear entre a atividade microbiana e N total das camadas de 5-20cm dos solos dos sistemas <i>wetlands</i> construídos e controles, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06) .....	154

Figura 5.35 - NPM de coliformes termotolerantes nos afluentes (esgotos) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06 .....	157
Figura 5.36 - NPM de coliformes termotolerantes nos afluentes (esgotos) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06 .....	157
Figura 5.37 - NPM de coliformes termotolerantes nos afluentes (esgotos) e efluentes produzidos pelas unidades <i>wetlands</i> construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06 .....	157
Figura 5.38 - Raiz do arroz após nove meses de aplicação do esgoto - Final do 2º ciclo da cultura .....	165
Figura 5.39 - Desenvolvimento da planta do arroz após corte (2º ciclo da cultura) .....	165
Figura 5.40 - Camada superficial antes da aplicação do esgoto .....	167
Figura 5.41 - Camada superficial do controle - Sistema 1 (4cm/d) .....	167
Figura 5.42 - Camada superficial do <i>wetlands</i> construído - sistema 1 (4cm/d) .....	167
Figura 5.43 - Camada superficial do controle - Sistema 2 (8cm/d) .....	168
Figura 5.44 - Camada superficial do <i>wetlands</i> construído - Sistema 2 (8cm/d) .....	168
Figura 5.45 - Camada superficial do controle - sistema 3 (15cm/d) .....	168
Figura 5.46 - Camada superficial do <i>wetland</i> construído - sistema 3 (15cm/d) .....	168
Figura 5.47 - Amostra de raiz principal sem biofilme (antes da aplicação do esgoto) .....	169
Figura 5.48 - Amostra da raiz (pêlos radiculares) com biofilme - Sistema 1 ( $q_h=4\text{cm/d}$ ). .....	169
Figura 5.49 - Amostra da raiz principal com biofilme – Sistema 2 ( $q_h=8\text{cm/d}$ ) .....	170
Figura 5.50 - Amostra da raiz principal com biofilme – Sistema 3 ( $q_h=15\text{cm/d}$ ) .....	170
Figura 5.51 - Amostra de solo sem biofilme (antes da aplicação do esgoto) .....	170
Figura 5.52 - Amostra de solo com biofilme - Sistema 1 ( $q_h=4\text{cm/d}$ ) .....	170
Figura 5.53 - Amostra de solo com biofilme - Sistema 2 ( $q_h=8\text{cm/d}$ ) .....	170
Figura 5.54 - Amostra de solo com biofilme – Sistema 3 ( $q_h=15\text{cm/d}$ ) .....	170

## LISTA DE SIMBOLOS

Al .....	Alumínio
C .....	Carbono
Ca <sup>2+</sup> .....	Cálcio
CaCO <sub>3</sub> .....	Carbonato de cálcio
CE .....	Condutividade Elétrica
Cl .....	Cloreto
CO <sub>2</sub> .....	Gás Carbônico
CO <sub>3</sub> <sup>2+</sup> .....	Carbonato
COT .....	Carbono Orgânico Total
CTA .....	Capacidade de Troca Aniônica
CTC .....	Capacidade de Troca Catiônica
Cu .....	Chumbo
DBO .....	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO .....	Demanda Química de Oxigênio
FBN .....	Fixação Biológica do Nitrogênio
Fe .....	Ferro
FH .....	Fluxo Horizontal
FV .....	Fluxo Vertical
H <sup>+</sup> .....	Hidrogênio
(H <sup>+</sup> + Al <sup>+3</sup> ) .....	Acidez potencial
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .....	Bicarbonato
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> e HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .....	Ortofosfatos
<b>K</b> .....	Condutividade Hidráulica
K <sup>+</sup> .....	Potássio
MEV .....	Microscopia Eletrônica de Varredura
Mg <sup>2+</sup> .....	Magnésio
MO .....	Matéria Orgânica
N .....	Nitrogênio
N <sub>2</sub> .....	Nitrogênio gasoso
N <sub>2</sub> O .....	Óxido nitroso
Na <sup>+</sup> .....	Sódio



NMP.....	Número mais provável
NTK .....	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NH <sub>3</sub> .....	Amônia
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .....	Amônio
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .....	Nitrato
O <sub>2</sub> .....	Nitrogênio molecular
OD .....	Oxigênio Dissolvido
OH <sup>-</sup> .....	Hidroxila
P .....	Fósforo
pH .....	Potencial hidrogeniônico
PST .....	Percentual de Sódio Trocável
qCO <sub>2</sub> .....	Quociente metabólico
RAS .....	Razão de Adsorção de Sódio
S .....	Enxofre
S .....	Soma das bases
SS .....	Sólidos Suspensos
SST .....	Sólidos Suspensos Totais
ST .....	Sólidos Totais
THD .....	Tempo de Detenção Hidráulica
V .....	Saturação por bases
Zn .....	Zinco

# 1. INTRODUÇÃO

No Brasil, 52,2% dos municípios são atendidos com sistemas de esgotamento sanitário, dos quais 20,2% coletam e tratam os esgotos gerados (PNSB, 2000). O índice de atendimento com esses serviços é, portanto, baixo e há discrepância regional, uma vez que o percentual de municípios atendidos com sistemas de coleta e tratamento de esgotos nas regiões Sudeste e Sul são, respectivamente, de 31,1% e 21,71% e nas regiões Norte, Nordeste e Centro Oeste são, respectivamente, de 3,6%, 13,6% e 12,3%. A situação é mais agravante na zona rural, onde grande parte das localidades não é contemplada com esses serviços e, quando existem, são ineficientes.

O quadro precário do atendimento com serviços de esgotamento sanitário resulta no lançamento de esgotos sem tratamento ou com concentrações acima dos limites permitidos pela legislação ambiental, a Resolução CONAMA nº 357/05 (Brasil, 2005). O lançamento de águas residuárias com concentrações elevadas de poluentes pode alterar a qualidade dos corpos d'água receptores e restringir os usos a que se destinam, principalmente, abastecimento humano e irrigação de lavouras que dependem de água de boa qualidade.

Visando contribuir para a melhoria das condições sanitárias no Brasil, procurou-se aprimorar os conhecimentos sobre um dos tipos de sistemas naturais, os *wetlands* construídos. Estes são sistemas tecnologicamente avançados e de baixo custo (Bird, 2004) que podem ser associados aos sistemas individuais para melhorar a qualidade dos efluentes a serem lançados nos corpos d'água receptores ou reutilizados na irrigação de jardins, campos e culturas. A reutilização na irrigação pode se constituir numa importante vantagem econômica para os pequenos agricultores, uma vez que os nutrientes presentes servem como fertilizantes para o crescimento das plantas.

Nos últimos anos, houve uma evolução da técnica do *wetland*, principalmente dos sistemas de fluxo verticais e/ou combinados (vertical e horizontal), também conhecidos como híbridos, mas as pesquisas no Brasil ainda continuam incipientes. Essa pesquisa, portanto, teve por finalidade o aprofundamento do entendimento dos mecanismos de tratamento que ocorrem no interior de um reator biológico do tipo *wetland* construído. Esse entendimento pode subsidiar o estabelecimento de fatores tais como: formas de operação, manejo e tipo

de planta e de meio suporte que, juntos, possam vir a aumentar a eficiência de remoção de poluentes e atender a vida útil para a qual o sistema será projetado.

Os sistemas *wetlands* construídos tornam-se atrativos e auto-sustentáveis quando materiais reutilizáveis ou facilmente encontrados na própria comunidade podem servir como meio suporte para o crescimento da planta. Geralmente os meios suportes desses sistemas são de areia grossa, cascalho, pedregulho e brita. Não existe, no Brasil, trabalho publicado utilizando os solos naturais seja modificado ou não, porém já foram avaliados materiais inertes como pneus (Roston e Collaço, 2003) e conchas de ostra (van Kaick, 2002), os quais apresentaram eficiências satisfatórias na remoção de poluentes.

Quando os materiais tradicionais ou inertes não se encontram disponíveis para uso como meio suporte dos *wetlands* construídos e há a necessidade da compra de grande quantidade desses materiais, os custos de construção aumentam, podendo inviabilizar o emprego da técnica. Esse investimento pode ser reduzido com a utilização de solos locais, desde que eles apresentem características físico-químicas favoráveis ao bom desempenho do sistema.

Foi utilizado, então, o solo do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo, misturado com areia média, a fim de se verificar a sua aplicabilidade como meio suporte de sistemas *wetlands* construídos para tratamento de esgotos domésticos e cultivo de plantas produtoras de grãos.

A planta auxiliar no tratamento foi o arroz irrigado (*Oryza sativa L.*), por se tratar de uma cultura produtora de grãos de necessidade básica à alimentação de grande parte da população brasileira. A planta do arroz apresenta um sistema radicular fasciculado que explora o solo continuamente a uma mesma profundidade (Silva, 1998) e possui, também, grande quantidade de pêlos radiculares. Essas características são importantes à absorção de nutrientes e, conseqüentemente, para o tratamento dos esgotos.

A dupla finalidade desses sistemas, quando bem gerenciadas, pode gerar tanto benefícios ambientais como financeiros à comunidade local, garantindo a sua auto-sustentabilidade. Como benefícios ambientais, destaca-se a manutenção da qualidade dos corpos d'água receptores. Como benefícios financeiros, tem-se o lucro extra (Cruz, 1983) gerado pela comercialização ou consumo dos grãos produzidos desde que apresentem condições

sanitárias adequadas e que não venham causar danos à saúde humana e, também, pela utilização da biomassa vegetal como ração animal, além da redução dos custos com a aquisição e transporte de materiais que servirão como meio suporte dos sistemas *wetlands* construídos.

Como se almejava a nitrificação dos efluentes produzidos para reutilização na irrigação de outras culturas e, também, a fertilização dos solos, optou-se pelo uso dos sistemas de fluxo vertical descendente com intermitência de carga, que promove a aeração do solo necessária ao processo de nitrificação que só ocorre sob condições aeróbias.

Foram utilizados reatores (unidades experimentais) plantados (*wetlands* construídos) e sem planta (controles) com a finalidade de verificar a interferência da planta nos processos de tratamento dos esgotos, nitrificação dos efluentes produzidos por estes reatores, e de fertilidade dos solos.

Os sistemas foram operados por um período de dez meses com a finalidade de obter resultados ao longo de dois ciclos da cultura do arroz, embora o monitoramento dos afluentes e efluentes tenha tido duração de nove meses.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. GERAL**

Avaliar o desempenho dos mecanismos de tratamento dos sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente com meio suporte de solo natural modificado (Latosolo Vermelho-Amarelo misturado com areia média), plantado com arroz (*Oryza sativa L.*) irrigado, no tratamento de esgotos domésticos primários.

### **2.2. ESPECÍFICOS**

- Avaliar a eficiência do solo natural modificado (meio suporte) na remoção de poluentes em reatores de geometria fixa sujeitos a vazões variadas sob condição não saturada;
- Avaliar o grau de colmatção do meio suporte;
- Verificar a influência das raízes da planta do arroz no tratamento e no transporte de oxigênio para o meio suporte;
- Avaliar a evolução da fertilidade, da estabilização da matéria orgânica e das transformações do nitrogênio no meio suporte;
- Analisar o comportamento do acúmulo e da lixiviação dos sais no meio suporte.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. SISTEMAS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos são sistemas de tratamento de águas residuárias, incluídos na categoria de sistemas naturais que, segundo Metcalf e Eddy (1991) são divididos em dois tipos:

- Sistemas de aplicação no solo: Infiltração lenta, infiltração rápida e escoamento superficial;
- Sistemas de tratamento aquático: *Wetlands* (terras úmidas) construídos ou naturais e sistemas de plantas aquáticas.

Metcalf e Eddy (1991), portanto, não incluem os *wetlands* como componentes dos sistemas de disposição no solo e não consideram os sistemas de plantas flutuantes como um tipo de *wetland* construído. Outros autores, contudo, englobam os sistemas de plantas flutuantes como um dos tipos de *wetlands* construídos que são classificados como sistema de disposição no solo.

O uso de sistemas naturais 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 e Eddy, 1991) com múltiplas funções como: produção de alimentos, recarga de aquíferos, irrigação e outros fins.

Nos sistemas naturais como os *wetlands* construídos, os processos acontecem sob taxas naturais e tendem a ocorrer simultaneamente em um simples reator de ecossistemas, opostamente aos sistemas mecânicos em que os processos ocorrem seqüencialmente em reatores separados ou tanques com taxas aceleradas como um resultado da energia aplicada.

Os *wetlands* construídos possuem condições para formar um sistema de tratamento bastante completo e eficiente (Silvestre e Pedro-de-Jesus, 2002). O sucesso já foi

comprovado pelo seu histórico, pois os primeiros estudos sobre esses sistemas iniciaram-se na Europa na década de 1950 e nos Estados Unidos em 1960 (EPA, 1999) aumentando as pesquisas entre 1970 e 1980. Na Europa, os *wetlands* construídos, de modo geral, são conhecidos como “*Reed Bed Treatment System*” e, nos Estados Unidos como “*Vegetated submerged bed*”.

O primeiro experimento *wetland* construído foi projetado em 1952, pelo Instituto Max Planck (“*Max Planck Institute*”), localizado em *Pion*, na Alemanha. Mas, somente em 1977 foi construído, em *Othfresen*, um sistema em escala real para o tratamento de águas residuárias urbanas (Masi, 2004).

Posteriormente essa tecnologia foi aplicada em diversos países, como por exemplo: 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.

Na década de 80, foram utilizados para a despoluição do rio Tamisa, na Inglaterra; e do rio Don, no Canadá. No rio Mississipi, as macrófitas flutuantes (jacintos de água) absorveram 1.600kg de nitrogênio, 360kg de fósforo, 12.300kg de fenóis e 43kg de oligoelementos (minerais como zinco, cobre e outros) altamente tóxicos (Rodrigues, 1999).

Na década de 90 houve um aumento no número desses sistemas ampliando a sua aplicação para outros tipos de águas residuárias tais como escoamento superficial, águas residuárias industriais e águas de drenagem de minas e da agricultura (Sauer e Kimber, 2001). Em 1990, aproximadamente 500 *wetlands* construídos de fluxo sub-superficial horizontal foram construídos na Alemanha, Dinamarca, Áustria e Suíça (EPA, 1993).

Masi (1999) registrou a existência de 5.622 unidades de *wetlands* construídos na Europa, dos quais 72% era de fluxo sub-superficial horizontal (FSH), 18% de fluxo sub-superficial vertical (FSV), 5,8% de fluxo superficial (FS), 1% híbrido ou misto (FSH + FSV) e 3,0% compostos, mas não especificados pelo autor.

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. A

América do Norte dispunha de apenas 600 unidades. O uso desse tipo de tecnologia vem aumentando e se expandindo por todo o mundo. Existem alguns sistemas, de larga escala, em funcionamento no sudeste da Ásia, Índia, China e América do Sul (Oliveira *et al.*, 2004).

No Brasil, a utilização desses sistemas vem sendo difundida lentamente, e estudada por diversas instituições de pesquisa: Instituto de Ecologia Aplicada (IEA) de Piracicaba, em São Paulo; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI); Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária (IPA) e Universidades Públicas – por meio do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e por projetos de extensões e pesquisas, ampliando o número de espécies e as formas de implantação dos mesmos. Contudo, não existem muitas informações publicadas e o número de unidades implantadas é limitado.

A aplicação desta tecnologia no Brasil pode ser aumentada uma vez que o clima tropical favorece o melhor desempenho dos microrganismos responsáveis pela despoluição das águas residuárias, que não é assegurada apenas pelos microrganismos, e sim pelo complexo “*substrato-microrganismo-plantas*” (Silvestre e Pedro-de-Jesus, 2002).

Os *Wetlands* construídos são sistemas desenvolvidos pelo homem que tentam imitar os processos ecológicos encontrados nos ecossistemas naturais (zonas úmidas, várzeas, brejos, banhados ou zonas alagadiças), contribuindo com uma variedade de benefícios biológicos, sociais e econômicos (Ji e Mitchell, 1995). São também conhecidos como zonas de raízes (“*root zone*”), leito 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 utilizados para tratamento de esgotos domésticos, águas lixiviantes, efluentes de variadas indústrias e da agropecuária, águas contaminadas (Dias *et al.*, 2000) e drenagem ácida de minas (Jage e Zipper, 2001).

Esta tecnologia utiliza o princípio de solo úmido cultivado, onde o solo e a zona de raízes das plantas são responsáveis pela despoluição das águas residuárias e podem desempenhar algumas funções semelhantes ao tratamento convencional ou completo dos esgotos domésticos, por meio de processos físicos, químicos e biológicos.



O tratamento convencional é mais indicado para grandes cidades e, além da rede pública de coleta domiciliar, compreende as seguintes etapas: tratamento preliminar (gradeamento, desarenação), tratamento primário (decantadores primários – sedimentação) e tratamento secundário (tanques de aeração e decantadores secundários). Os sistemas *wetlands* construídos são recomendados para pequenas cidades que disponham de área suficiente para sua implantação e podem ser associados aos sistemas individuais para melhoria da qualidade dos efluentes domésticos.

Nos *wetlands* construídos, entre os processos físicos atuam os mecanismos de filtração, de sedimentação, de adsorção por força de atração interparticular (força de van der Waals) e de volatilização da amônia. Nos processos químicos têm-se: a precipitação ou co-precipitação de compostos insolúveis; a adsorção no substrato ou em superfícies vegetais; a decomposição por processos de radiação UV para a eliminação de vírus e bactérias; e a oxidação e redução de metais. Nos processos biológicos têm-se: o metabolismo bacteriano - responsável pela remoção de sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias livres ou aderidas às plantas e ao solo ou meio suporte, a nitrificação e a desnitrificação; o metabolismo vegetal – assimilação e metabolismo de substâncias orgânicas pelas plantas e excreção radicular de toxinas e compostos orgânicos; e a absorção radicular – assimilação de nutrientes (Dias *et al.*, 2000).

Nesses sistemas, o esgoto passa pela zona de raízes - área de terreno previamente preparada com cultivo de determinada planta, possibilitando o contato do esgoto com suas raízes. As plantas têm capacidade para permitir o movimento eficiente de oxigênio atmosférico, até o sistema radicular através de espaços internos ociosos (aerênquimas), estabelecendo grandes quantidades de bactérias aeróbias hospedeiras em torno da área da raiz, que fornecem nutrientes para o seu desenvolvimento, reduzindo a carga orgânica do efluente e assim tratando-o.

Nas áreas do solo (ou meio suporte) afastadas das raízes, predomina a anaerobiose favorecendo a desnitrificação do nitrato (Duarte, 2002). Essas áreas poderão ser aeróbias se o sistema for de fluxo vertical com intermitência na aplicação da carga a ser tratada. Nesse tipo de sistema, a transferência de oxigênio não é somente realizada pelas raízes, mas também, pelo fluxo convectivo do ar.

Algumas vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas *wetlands* construídos listadas pela literatura podem ser observadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Vantagens e desvantagens dos sistemas *wetlands* construídos.

<b>Vantagens</b>	<b>Referência bibliográfica</b>
Custos de construção e operação relativamente baixos.	Duarte (2002), IEA (2004), Denny (1997), Koottatep <i>et al.</i> (2001).
Fácil manutenção.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Possibilidade de se obterem alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de <i>habitats</i> naturais e de áreas recreacionais ou educacionais.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Não requer o uso de energia.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002); Duarte (2002).
Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis.	Cooper (1999), Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Podem ser construídos com solo e com mínimo de concreto e aço.	Senzia <i>et al.</i> (2003).
Não possui mau cheiro, porque as raízes funcionam como filtro eliminando-o.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002); Duarte (2002).
Possibilidade de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos complexos.	Duarte (2002).
Possibilidade de reciclagem, reutilização e a valorização dos efluentes.	Duarte (2002).
“Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes (compostos orgânicos)”.	IEA (2004).
Considerável redução de patógenos.	Chernicharo (2001).
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.	Chernicharo (2001).
<b>Desvantagens</b>	<b>Referência bibliográfica</b>
Podem causar problemas com mosquitos.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a tratar, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Colmatação que ocorre com alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Requerer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida.	Duarte (2002).
Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Eficiências sazonais.	Duarte (2002).

Entre as desvantagens existem aquelas que poderão ser evitadas ou minimizadas se as pesquisas na área de tratamento de esgotos avançarem, indicando parâmetros de projeto ótimos para um bom funcionamento dos sistemas. Isso tornará os sistemas *wetlands* construídos mais aceitáveis, por serem auto-sustentáveis e se integrarem de forma não agressiva ao ambiente e à comunidade.

### 3.1.1. Classificação dos sistemas *wetlands* construídos

Os três tipos fundamentais de sistemas *wetlands* construídos baseados em macrófitas aquáticas segundo Vymazal (1998) são:

- **Flutuantes:** enraizadas com folhas flutuantes na superfície da água (Ex: *Nymphaea*, *Nuphar*, *Potamogeton* e *Hydricotyle*); ou livres (Ex: *Lemna*, *Eichhornia* e *Spirodela*). Entre as espécies de macrófitas flutuantes, as mais utilizadas no mundo para o tratamento de águas residuárias e para a despoluição de rios são: jacinto d'água (*Eichhornia crassipes*), também conhecido como aguapé, baronesa, orelha-de-jegue, lírio d'água, rainha dos lagos, bandeja d'água e miriru; e as lemnáceas (*Lemna*) também conhecidas como lentilhas d'água. Estas espécies possuem um rápido e intenso desenvolvimento. A macrófita Jacinto d'água pode ser utilizada para tratamento de esgoto bruto, ou efluente primário ou secundário (Dias *et al.*, 2000). As lemnáceas têm aplicação no tratamento terciário e são menos utilizadas no tratamento de águas residuárias que os jacintos d'água. Um desenho esquemático de sistema *wetlands* construídos com macrófitas flutuantes é mostrado na Figura 3.1.

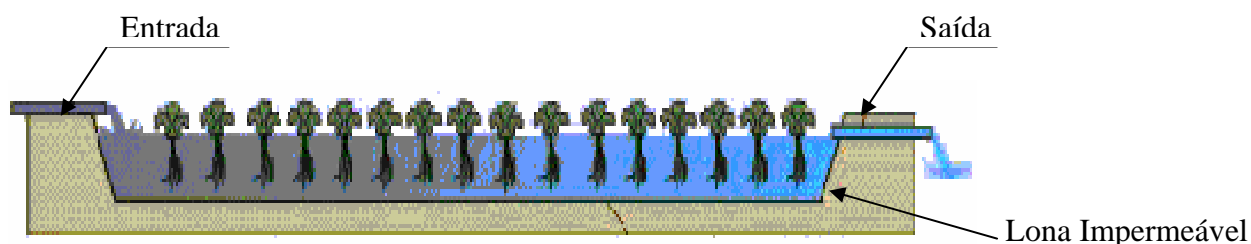


Figura 3.1. Sistemas *wetlands* com plantas aquáticas flutuantes livres (IEA, 2004).

- **Submersas:** enraizadas - crescendo totalmente debaixo d'água (Figura 3.2) podendo se prender a pecíolos e caules de outras macrófitas; ou livres - permanecem flutuando debaixo d'água. As macrófitas submersas utilizam plantas cujos tecidos fotossintéticos se encontram completamente imersos (Dias *et al.*, 2000).

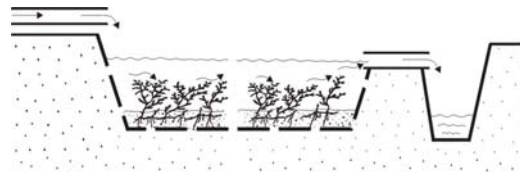


Figura 3.2. Sistemas *wetlands* com macrófitas submersas (Vymazal, 1998).

- **Emergentes:** Enraizadas no sedimento, porém as folhas crescem para fora da água. Esse sistema subdivide-se em dois tipos: fluxo superficial – Figura 3.3; e fluxo sub-superficial (horizontal, vertical e híbridos ou mistos) - Figuras 3.4 a 3.6. As macrófitas mais utilizadas são: Junco (*Juncus spp*) e Taboa (*Typha angustifolia L.* ou *typha latifolia L.*).

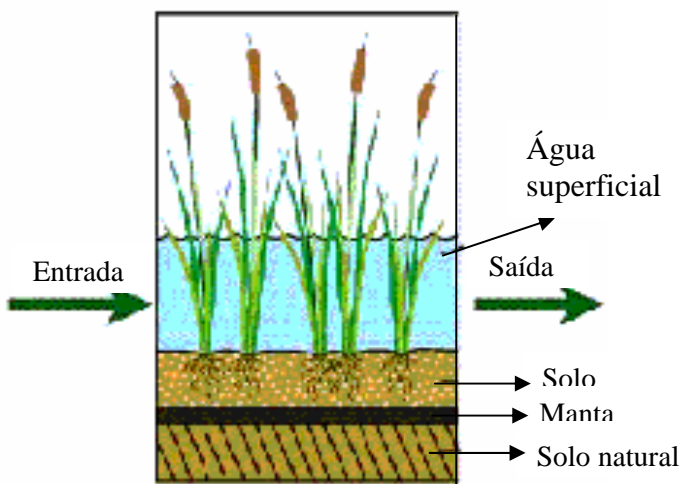


Figura 3.3. Sistema com fluxo superficial (Anjos, 2003).

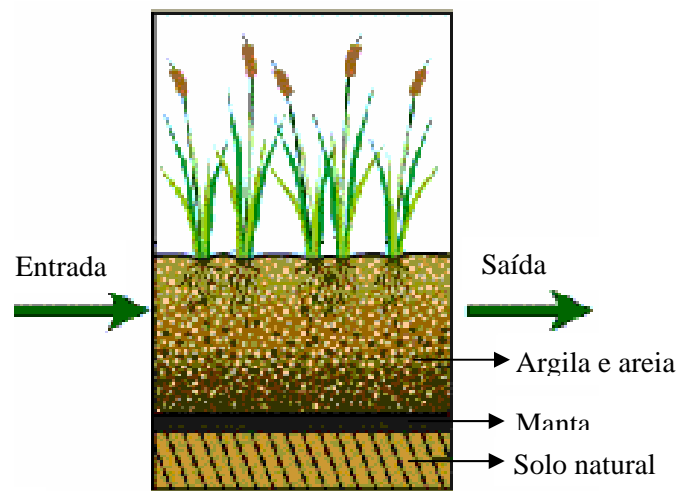


Figura 3.4. Sistema com fluxo sub-superficial horizontal (FH) (Anjos, 2003).

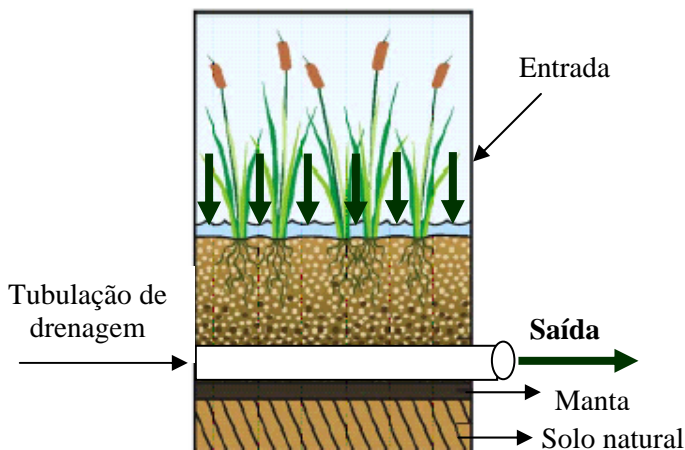


Figura 3.5. Sistema com fluxo sub-superficial vertical (FV) (adaptada de Anjos, 2003).

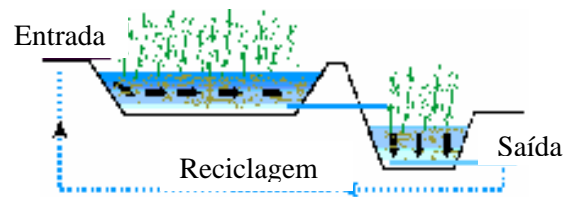


Figura 3.6. Sistema híbrido ou misto (FH + FV).

**Sistemas de fluxo superficial:** são utilizados para solos com baixa permeabilidade (solos argilosos) e terrenos com declividade reduzida e o líquido percola sob a camada superficial do solo. A quantidade de matéria orgânica e de sólidos suspensos removida é muito

elevada, devido à alta eficiência hidráulica (baixa velocidade de fluxo e alto tempo de residência hidráulico) e boas condições de sedimentação (Ran *et al.*, 2004). São mais comumente encontrados nos Estados Unidos do que na Europa, embora venha sendo utilizados na Holanda desde a década de 70.

**Sistemas de fluxo sub-superficial:** são os mais utilizados no mundo e têm a capacidade de remover elevadas concentrações de nitrogênio, fósforo e metais pesados devido aos vários processos que ocorrem no solo, incluindo adsorção e filtração. O carbono, nitrogênio e fósforo são reciclados dentro do sistema pela combinação de diferentes processos, onde, em alguns casos, o principal deles é a absorção pela planta (Ran *et al.*, 2004). Recentemente, foi observado que os sistemas híbridos (combinação de fluxo vertical com fluxo horizontal) melhoram a eficiência do tratamento, tornando-os mais atrativos, aumentando, assim, o interesse pelo seu uso. Não há conhecimento de que o melhor arranjo seja o fluxo horizontal anteceder ao fluxo vertical ou vice-versa. Porém, nota-se que o número de compartimentos e a área do leito têm influência significativa na eficiência do tratamento. Algumas particularidades dos sistemas sub-superficiais serão descritas a seguir.

**Fluxo Horizontal (FH):** bastante utilizados tanto na Europa como nos Estados Unidos para tratamento secundário e terciário de águas residuárias.

Segundo Cooper (1999), esse tipo de sistema é satisfatório para a remoção de sólidos suspensos e bactérias; remoção de DBO até uma determinada capacidade de transferência de oxigênio e desnitrificação. É pobre para a nitrificação no tratamento secundário, devido à sua limitada capacidade de transferência de oxigênio, mas produzem efluentes bem nitrificados no tratamento terciário. A eficiência de remoção de poluentes no tratamento secundário é atingida em *wetlands* construídos com área superficial de 5-10m<sup>2</sup>/hab, podendo atingir médias de remoção de nutrientes somente de 30% a 50% (ou 60%) (Laber *et al.*, 1997).

**Fluxo Vertical (FV):** têm sido utilizados na Europa desde 1950, contudo, não é comum nos Estados Unidos (Wynn, 2003). Na Europa, o primeiro sistema de fluxo vertical foi projetado pela Dra. Seidel (Nogueira, 2003). Desde 1993, houve um crescente interesse no

uso desse tipo de sistema devido à sua capacidade de completa nitrificação que, recentemente, vem sendo almejada.

A nitrificação é alcançada mantendo-se o reator em condições aeróbias por meio da intermitência na aplicação das cargas e pelo período de descanso. A alternância entre as fases de alimentação e descanso é fundamental no controle do crescimento da biomassa no material filtrante (meio suporte e raízes), uma vez que mantem o interior dos *wetlands* construídos em condições aeróbias, possibilitando a mineralização dos depósitos orgânicos resultantes dos Sólidos Suspensos Totais (SST), contidos no esgoto retido na área superficial do meio suporte (Boutin e Liénard, 2004).

Segundo Cooper e Green (1995), na Inglaterra somente em 1989, Uwe Burka projetou o primeiro sistema de FV, para o tratamento de esgoto da vila “Oaklands Park”, em *Gloucestershire*.

As áreas superficiais dos *wetlands* construídos com este tipo de fluxo são menores (1-2m<sup>2</sup>/hab) que aquelas requeridas pelos sistemas de fluxo horizontal. São satisfatórios para a nitrificação no tratamento secundário devido à sua alta capacidade de transferência de oxigênio, ligada à dosagem intermitente da carga e à taxa de aplicação hidráulica que também contribui para a remoção da carga de DBO e DQO. Os sistemas com este tipo de fluxo podem, também, remover bactérias, são pouco satisfatórios para a remoção de sólidos suspensos e podem ser obstruídos se a seleção do meio suporte não for correta (Cooper, 1999). No tratamento secundário atingem eficiências de remoção de nutrientes (N) acima de 85% (Kantawanichkul *et al.*, 1999).

O sentido do fluxo pode ser ascendente ou descendente. O sentido descendente é mais recomendado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais efetivo, pois nessas camadas existem as raízes, que absorvem os nutrientes do esgoto e os microrganismos rizosféricos têm grande participação no tratamento.

Os sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical têm se mostrado eficientes para o tratamento de esgotos em países de climas tropical e temperado.

Na Tailândia, país de clima tropical, o monitoramento de um sistema *wetland* construído em escala de laboratório com esse tipo de fluxo, mostrou que se pode alcançar eficiência de remoção de DQO de 90%, porém, com o aumento simultâneo das cargas hidráulica e orgânica, a eficiência tende a diminuir (Kantawanichkul *et al.*, 1999).

No Brasil, em Piracicaba – SP, cujo clima, também, é tropical, Farahbakhshazad *et al.* (2000) observaram eficiências de remoção de fosfato, nitrato e amônia, respectivamente, de 93%, 78% e 50%. A remoção de fosfato foi efetiva na camada superficial do solo devido à alta capacidade de adsorção da área superficial. O nitrato foi removido por meio dos processos de absorção das plantas e desnitrificação. A remoção da amônia decrescia quando as concentrações afluentes aos leitos eram elevadas.

Na França, cujo clima é temperado, em um sistema *wetland* de fluxo vertical implantado para tratamento de esgotos gerados por uma população de 200 habitantes, foram encontradas eficiências de remoção de 87,5% (DQO), 92,5% (DBO), 94,5% (SST), 40% (P total) e 76% (NTK) (Boutin *et al.*, 1997).

Segundo Koottatep *et al.* (2001) os sistemas de fluxo vertical podem ser usados para o tratamento de esgoto com alto conteúdo de sólidos em regiões tropicais. Este autor, aplicando uma taxa de esgoto de 250kg ST/m<sup>2</sup>.ano, de 1 a 2 vezes por semana em *wetlands* de fluxo vertical com meio suporte de gravilhão plantado com *Typha augustifolia* observou eficiências de remoção SST, DQO e NTK, respectivamente, de 80%, 90% e 92%.

**Híbrido ou mistos (FH e FV):** Nesses sistemas as vantagens dos FH e FV podem ser combinadas para se complementarem e melhorar a eficiência do tratamento. Uma seqüência apropriada desses sistemas possibilita a remoção de DBO, sólidos suspensos totais, e alcança à completa nitrificação, como também, remove substanciais concentrações de nitrato (desnitrificação parcial) com conseqüente redução das concentrações do N total (Cooper *et al.*, 1999).

Um resumo comparativo das características dos três tipos de sistemas sub-superficiais é apresentada na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Resumo comparativo das características dos sistemas sub-superficiais (Cooper, 1999 e Cooper *et al.*, 1999).

Característica	Sistemas sub-superficiais		
	Fluxo Horizontal (FH)	Fluxo Vertical (FV)	Híbridos ou mistos (FH + FV)
Remoção de DBO.	Satisfatório até uma determinada capacidade de transferência de O <sub>2</sub> .	Satisfatório.	Satisfatório.
Remoção de SST.	Satisfatório.	Pouco satisfatório.	Satisfatório.
Remoção de bactérias.	Satisfatório.	Pode remover bactérias.	Satisfatório.
Remoção de nutrientes.	30% a 50% (ou 60%)	-	-
Capacidade de transferência de O <sub>2</sub> .	Baixa	Elevada.	Satisfatória.
Nitrificação no Tratamento secundário	Pobre	Satisfatório.	Completa
Desnitrificação.	Satisfatório	Parcial.	Parcial
Requerimento de área para o Tratamento secundário.	5-10m <sup>2</sup> /hab.	1-2m <sup>2</sup> /hab.	-

**Obs:** - Não há informação.

A alta nitrificação e a baixa desnitrificação, obtidas com sistemas de fluxo vertical, permitem o reuso dos efluentes tratados como um fertilizante rico em “material orgânico puro” para o cultivo de culturas (Pucci e Giovannelli, 1998). Contudo, é necessário estabelecer o nível desejado de qualidade da água para a irrigação.

### 3.1.2. Componentes do Sistema *Wetland* Construído

#### 3.1.2.1. Meio suporte

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

As características físicas (uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica) influenciam os processos que ocorrem durante a depuração do esgoto e conseqüentemente o desempenho do sistema, devendo, então, ser o meio suporte cuidadosamente selecionado.



A seleção do meio suporte está diretamente relacionada com o tipo de escoamento e de remoção de poluentes desejada. Não se deve utilizar um tipo de meio suporte (substrato) que contenha elevado teor de argila porque os poluentes ao invés de serem degradados pelos microrganismos, tenderão a acumular-se no substrato e após saturação serão novamente liberados para a efluente (Duarte, 2002).

Os meios suportes utilizados variam de brita a solos com baixo teor de argila e devem apresentar simultaneamente permeabilidade elevada, alta capacidade de troca catiônica e alta atividade microbiológica. Solos com alta permeabilidade têm baixa capacidade de troca catiônica sendo necessário utilizar alguma mistura para atender as duas características ao mesmo tempo. Geralmente a argila e a matéria orgânica têm maior capacidade de troca catiônica (Leitão *et al.*, 2002) e podem, quando necessário, ser incorporados em pequenas quantidades para aumentar a capacidade de troca catiônica do meio filtrante.

#### 3.1.2.2. Planta (macrófitas)

As plantas crescem no meio suporte e absorvem nutrientes ao mesmo tempo em que mantêm a permeabilidade do solo por meio de seu sistema radicular (IEA, 2004). Diversas espécies de plantas de origem terrestre que se adaptam a ambientes aquáticos saturados sob condições anaeróbias, podem ser usadas em sistemas *wetlands* construídos. As espécies de macrófitas mais frequentemente utilizadas são:

**Emergentes:** taboa (*Typha angustifolia* L. ou *Typha latifolia*) junco (*Juncus spp* e *junco ingens*), caniço (*Phragmites spp*), *Schoenoplectus validus*, bunho (*Carex spp*), *Scirpus lacustris* L., *Eleocharis spp* e lírios-do-charco ou lírio-dos-pantanos (*Íris pseudocorus* L.).

**Flutuantes:** jacinto d'água (*Eichhornia crassipes*), lentilha d'água (*Lemna*), rede de água (*Hydrodictyon*), *Reticulatum* L., *Scenedesmus acuminatus* (Lagerh) (Duarte, 2002), *Spirodela sp*, *Wolffia arrhiza*, *Azolla caroliniana* (Mazzola *et al.*, 2003).

**Submersas:** *Elodea canadensis*, *Elodea nutalli*, *Egéria densa* (Elodea), *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum*, *Paramogeton spp* (Soares e Ferreira, 2001).

As raízes das plantas ajudam a diminuir a turbidez ao remover sólidos suspensos. O material adsorvido pelas raízes forma um excelente ecossistema para o desenvolvimento de fungos e bactérias que decompõem a matéria orgânica. Os produtos mineralizados por este processo são, em parte, absorvidos pelas plantas para o suprimento da demanda de nutrientes necessários ao seu crescimento.

As plantas exercem papel fundamental no tratamento, pois proporcionam superfície para a ligação de filmes microbianos (que executam a maior parte do tratamento); ajudam na filtração e adsorção de constituintes das águas residuárias; transferem oxigênio para a coluna de água através das raízes e rizomas e proporcionam isolamento térmico (a biomassa no topo do leito ajuda a evitar as perdas de calor por convecção) (Silvestre e Pedro-de-Jesus, 2002). Elas são responsáveis pela ciclagem dos nutrientes e a sombra promovida pelas folhas inibe o crescimento de algas sobre o substrato e as lâminas de água formadas na superfície (Campos, 1999).

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

### 3.1.2.3. Microrganismos

Os microorganismos presentes em *wetlands* construídos, principais responsáveis pela degradação dos poluentes nas zonas de raízes são: algas, fungos, protozoários e bactérias (maior número) (Sauer e Kimber, 2001). Eles decompõem a matéria orgânica, ativam os processos biogeoquímicos e atuam sobre outros microrganismos presentes nas águas residuárias. O metabolismo de microalgas, fungos existentes no meio suporte e certos grupos de protozoários desempenham um papel ativo na depuração das águas residuárias.

As bactérias (aeróbias e anaeróbias) são os microrganismos mais abundantes em sistemas *wetlands* e acredita-se que elas são as responsáveis pela maior parte do tratamento das águas residuárias (NSFC, 1998).

### 3.1.3. Sistemas *wetlands* construídos para tratamento de águas residuárias no Brasil

Os primeiros estudos com *wetlands* construídos no Brasil foram realizados por Enéas Salati a partir de observações feitas nas planícies inundadas da Amazônia. Em 1982 este pesquisador fez sua primeira tentativa de uso desta tecnologia para o tratamento de água com a construção de um lago artificial próximo a um córrego poluído com metais pesados, em Piracicaba-SP (Salati *et al.*, 1999).

Com a continuação das pesquisas, desenvolveram-se novas tecnologias baseadas nos sistemas *wetlands* construídos, e iniciaram-se estudos para aumentar a sua eficiência e reduzir os custos de investimento. A aceitação dessa tecnologia ocorreu após 18 anos de divulgação do seu desempenho junto à comunidade científica e agências de controle ambiental. Somente no final da década de 90, as maiores companhias de saneamento (SABESP e SANEPAR) mostraram interesse em utilizá-la para restauração dos recursos hídricos e reabilitação de *wetlands* naturais (Salati *et al.*, 1999).

Os resultados das pesquisas desenvolvidas por Enéas Salati proporcionaram ao Instituto de Ecologia Aplicada (IEA), instituição privada, o início da implantação desses sistemas no Brasil. O IEA, desde 1985 vem estudando os sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical plantados com arroz e outras plantas emergentes com resultados satisfatórios.

Na seqüência, as conferências em Chatanoga/Tennessee nos Estados Unidos, 1988; e em Águas de São Pedro/SP, 1998 sob o título “*Wetlands Systems for Water Pollution Control*”, comprovaram o avanço nos estudos dos sistemas *wetlands* construídos e sua aceitação. Isso despertou o interesse dos pesquisadores brasileiros e empresas de saneamento pela utilização desses sistemas que vêm sendo lentamente projetados e avaliados para o tratamento de água de abastecimento e residuárias.

Alguns estados brasileiros que já projetaram e implantaram sistemas *wetlands* construídos, para tratamento de águas residuárias foram:

**São Paulo:** a Universidade Estadual Paulista (UNESP) implantou em 1995 um sistema *wetland* na Fazenda Experimental Lageado para o tratamento de esgoto de 12 (doze) domicílios com cerca de 60 (sessenta) pessoas (Chagas, 1999).

**Santa Catarina:** No município de Joinville, sistemas desse tipo vêm sendo utilizados para o tratamento secundário de esgotos de comunidades rurais desde 1998. As macrófitas utilizadas são plantas nativas da região: junco manso (*Eleocharis elegans*) e *Zizanopsis banariensis*. Segundo Vicznevski e Silva (2003), no período entre 1998 a 2002 os percentuais médios de remoção de coliformes termotolerantes e totais foram de 99,7%, DBO (98,2%), DQO (98,5%), fósforo (69%), nitrogênio (78,2%) e o pH manteve-se próximo à neutralidade. Até setembro de 2003, havia 17 unidades instaladas: 14 em residências, 1 em escola, 1 em Hotel e 1 no aeroporto.

**Paraná:** Desde 1999, tem sido utilizado pela Sociedade de Pesquisa de Vida Selvagem (SPVS), em parceria com o Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná (CEFET-PR). Esses sistemas até 2004 existiam em dez localidades, sendo um deles na região metropolitana de Curitiba (Escola de Campo Magro) atendendo a um total de 150 pessoas; e o outro em uma pousada em São Francisco do Sul (SC) (SPVS, 2004).

**Bahia:** No complexo da “Ford Motor Company” no município de Camaçari, visando o tratamento de efluentes sanitários de aproximadamente 500 habitantes, operando com uma vazão 0,8 L/s. O sistema projetado pelo IEA é composto por dois estágios, um com fluxo ascendente e o outro descendente. Inicialmente a cultura utilizada era o arroz e depois foi trocada para *papilus*. Esse sistema apresentou eficiência de remoção de DBO de 90% e de coliformes termotolerantes de 99,99%.

No Hospital de Base Luiz Eduardo Magalhães, no município de Itabuna o sistema *wetland* construído foi projetado para tratamento de esgotos de 1.000 habitantes, provenientes de um reator UASB. O efluente produzido é utilizado para irrigação de jardins (Anjos, 2003).

A Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), em 2004 construiu um sistema *wetland*, no Bairro de Fazenda Grande II, em Salvador, para tratamento de efluentes domésticos provenientes de um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA). O sistema opera com fluxo horizontal e taxa de aplicação contínua e tem um total de quatro leitos de macrófitas emergentes. O sistema foi projetado pela Universidade de Roma e construído pela Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (CONDER) para atender a uma população de aproximadamente 520 habitantes.

### 3.3.3.1. Estudos experimentais

Os estudos sobre os sistemas *wetlands* construídos iniciaram pelas universidades no final da década de 90, contemplando primeiro os sistemas de fluxo horizontal. Somente em 2003, houve interesse pela utilização de fluxo vertical. Um resumo desses estudos é apresentado a seguir.

- **Fluxo horizontal**

Marques *et al.* (1997) utilizaram meio suporte de areia grossa, plantado com *Typha sabulata* no tratamento de efluentes de drenagem ácida e encontraram eficiências de remoção de cromo, chumbo, zinco e níquel, respectivamente, de 81%; 96%; 60% e 92%. Os autores observaram aumento no valor de pH de 4,0 para valores entre 5,3 e 6,7.

Sezerino e Philippi (1998), avaliaram o desempenho de *wetlands* construídos com meio suporte de areia grossa, brita nº 1 e casca de arroz plantado com a macrófita junco (*Zizania bonariensis*) no tratamento de esgotos domésticos provenientes de um tanque séptico. As eficiências de remoção de DBO, de sólidos sedimentáveis e de sólidos totais foram, respectivamente, de 86%; 91%; 76%. O N amoniacal aumentou em 20% a sua concentração, indicando, segundo o autor, que a retenção desse elemento pela planta foi pequena ou pelo fato delas atingirem um grau de saturação causando efeito inverso, a reintrodução de nutrientes. O valor médio do pH do efluente foi de  $6,6 \pm 0,53$ .

Lima (1998) utilizou sistema *wetland* construído como pós-tratamento de efluentes provenientes do reator UASB, observando redução de NTK de 21% devido à nitrificação seguida de desnitrificação do efluente.

Roston e Mansor (1999) testaram sistemas *wetlands* construídos com meio suporte de britas de diferentes dimensões, plantados com as macrófitas taboa (*Typha dominguensis* Persd. X *Typha latifolia* L) e *Eleocharis fistulosa*. Os autores observaram melhor desempenho na remoção de NTK com a brita de menor dimensão plantada com a planta *Eleocharis fistulosa*. A eficiência de remoção em todos os leitos foi superior a 70%, chegando, aproximadamente, a 92%.

Sousa *et al.* (2000) experimentaram meio suporte de areia grossa lavada, plantado com *Juncus sp*, encontrando eficiências de remoção de Matéria Orgânica Carbonácea - MOC de (79% a 84%); N (76% a 87%) e P (78% a 100%).

Guimarães *et al.* (2000) avaliaram sistemas compostos com pedra nº 1 e solo misturado com casca de arroz, plantado com capim arroz (*Echinochloa Crus Pavones*) e junco (*Juncus Sellovianus*). As eficiências de remoção para, respectivamente, as duas espécies foram: fósforo (63% e 44%); enxofre (71% e 60%); cobre e zinco (100% e 100%). Por outro lado, houve aumento no efluente nas concentrações de nitrogênio (45% e 40%); cálcio (40% e 43%); magnésio (42% e 41%); ferro (23% e 21%) e manganês (73% e 72%).

Os resultados obtidos por Guimarães, *et al.* (2000), com o leito sem planta foram praticamente os mesmos encontrados quando utilizaram os leitos plantados. O aumento das concentrações dos parâmetros provavelmente pode ser atribuído à composição do meio suporte que continha nitrato ( $N-NO_3^-$ ) e amônio ( $N-NH_4^+$ ) ou a dessorção desses elementos da área superficial das pedras. O mesmo ocorre com o potássio, ferro e o manganês que se encontram disponíveis no solo, sendo o primeiro em pequena quantidade. O cálcio e o magnésio aumentaram devido à solubilização da brita. As concentrações de cobre, ferro, manganês e zinco, afluente aos leitos, foram insignificantes, portanto, mesmo ocorrendo aumento, não interferiram na qualidade do efluente, pois suas concentrações eram muito inferiores àquelas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/05 para lançamento nos corpos receptores.

Leopoldo *et al.* (2000), avaliando o desempenho do sistema utilizado por Guimarães *et al.* (2000), observaram que as macrófitas capim arroz (*Echinochloa Crus Pavones*) e junco (*Juncus Sellovianus*) tiveram pouca influência no processo de remoção de sólidos. As eficiências de remoção para o leito sem planta, e os plantados com *Echinochloa Crus Pavones* e *Juncus Sellovianus* foram, respectivamente de turbidez (52%, 59% e 58%); sólidos suspensos (43%, 57% e 45%) e sólidos totais (10%, 10% e 17%).

Meira (2004) utilizou diferentes substratos e plantas para tratamento de águas de rio urbano poluído com tempos de detenção hidráulica (THD) de 5 e 10 dias. No sistema com substrato de brita plantado com *Typha* as eficiências de remoção para os referidos TDH foram: DBO (77,8% e 83,3%); fósforo total (75% e 87%); nitrogênio amoniacal (98% e

100%); coliformes termotolerantes (98,06% e 99,97%). No sistema com substrato de brita e areia, plantado com *Typha* as eficiências de remoção foram: fósforo total (65% e 87%); nitrogênio amoniacal (82% e 97%); DBO (80% e 95%); e turbidez (92% e 97%), porém houve aumento dos parâmetros condutividade elétrica (40% e 102%); alcalinidade (24% e 75%); bicarbonato (29% e 124%); sódio (96% e 248%); dureza (30% e 96%); cálcio (33% e 132%), magnésio (34% e 120%) e cloreto (62% e 233%). Nesse mesmo sistema plantado com arroz, observaram-se maiores remoções para coliformes termotolerantes (99,57% e 99,86%) na época de menor pluviosidade. Os melhores resultados foram obtidos com um maior tempo de detenção hidráulica, porém houve a salinização do efluente nos sistemas com meio suporte de brita e areia. O pH apresentou pequenas flutuações, mantendo-se aproximadamente em torno da neutralidade.

Meira (2004) observou que para meios suportes diferentes, com os mesmos tempos de detenção hidráulica, não houve influência da planta na remoção de matéria orgânica e ela exerceu pouca influência na remoção de coliformes termotolerantes, porém, teve grande influência na remoção de fósforo total.

Costa *et al.* (2003) em sistemas com substratos de brita, plantados com *Typha* e operando sob regime de batelada com tempo de detenção hidráulica de 10 dias, encontraram aumento de 91% na condutividade elétrica no efluente tratado por sistemas *wetlands* construídos (plantados com *Typha*) e 12,7% nos controles (sem planta).

- **Fluxo vertical**

Mazzola *et al.* (2003) avaliaram o desempenho de um sistema de fluxo vertical para tratamento de efluentes secundário de um reator aeróbio compartimentado (RAC), com o meio suporte de brita plantado com *Typha sp* (taboa) e *Eleocharis sp*. Foram considerados diferentes tempos de detenção hidráulica (de 24, 48, 72 e 76h) observando que:

- o aumento no tempo de detenção melhora a eficiência de remoção de alguns parâmetros, como por exemplo, a DQO e o nitrato;
- a espécie taboa (*Typha sp*) tem maior capacidade para remover fósforo;

- o parâmetro N amoniacal não apresentou diferenças significativas para o tipo de leito e tempo de detenção e os índices de remoções médios foram em torno de 10%;
- nos leitos plantados com as duas espécies (*Typha sp* e *Eleocharis sp*) houve um aumento na quantidade de nitrato, respectivamente, de 8,08% e 11,11% no efluente para o tempo de detenção de 24h. Esse fato indica que o oxigênio fornecido inicialmente pela drenagem do leito favoreceu uma pequena nitrificação do efluente;
- O leito sem planta apresentou redução da concentração de nitrato (13,73%) para o tempo de 24h. Isso pode indicar dificuldade para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes nos leitos sem a presença das raízes. A maior remoção de nitrato ocorreu em TDH superiores à 24h e os resultados mostraram que as eficiências de remoção melhoram com o aumento do THD.

Roston e Collaço (2003) estudaram dois sistemas de fluxo vertical, um com meio suporte de brita e o outro de pneu plantados com taboa (*Typha sp*). As eficiências de remoção de DQO e N-amoniacal foram, respectivamente, de 76,7% e 72,4%; e 34% e 36%, ou seja, para esses dois parâmetros o desempenho dos meios suportes foi praticamente semelhante.

Um resumo das características e eficiências de remoção de poluentes de alguns sistemas *wetlands* construídos experimentados no Brasil é apresentado no Tabela 3.3.



Tabela 3.3. Características e eficiências de remoção dos “wetlands construídos” estudados no Brasil.

Referência Bibliográfica e tipo de efluente	Meio suporte - Fluxo	Vegetação	Parâmetros e eficiências de remoção
Roston e Mansor (1999) - Efluente de lagoa de estabilização	Britas com diferentes dimensões – FH	Taboa ( <i>Typha dominguensis Persd. X Typha latifolia L</i> ) e <i>Eleocharis fistulosa</i>	NTK: > 70% em todos os leitos chegando a 92%.
Meira (2004) – Rio urbano poluído.	Brita	Taboa ( <i>Typha</i> )	DBO (83,3%); P total (87%); N amon (100%); coliformes termotolerantes (99,97%).
	Brita e Areia - FH	Taboa ( <i>Typha</i> )	P total (87%); N Amon (97%); DBO (95%); e turb (97%), C.E. (102%); alcal (75%); bicarb (124%); Na (248%); dur (96%); Ca (132%), Mg (120%) e Cl (233%).
	Brita e Areia - FH	Arroz	Coliformes termotolerantes (99,86%).
Marques <i>et al.</i> (1997) – efluente de drenagem ácida.	Areia grossa - FH	<i>Typha sabulata</i>	Aumentou do pH de 4 para valores entre 5,3 e 6,7. Cromo (81%), chumbo (96%), zinco (60%) e níquel (92%).
Sousa <i>et al.</i> (2000) - efluentes domésticos de um reator UASB	Areia grossa lavada - FH	Junco ( <i>Juncus sp</i> )	MOC (79% a 84%); N (76% a 87%) e P (78% a 100%).
Sezerino e Philippi, (1998) – efluente primário de esgoto doméstico.	Areia grossa, brita nº 1 e casca de arroz - FH	Junco ( <i>Zizanopsis Bonariensis</i> )	DBO (86%), SSE (91%) e ST (76%), N amon aumentou em 20%.
Guimarães, <i>et al.</i> (2000) – efluente primário de esgoto doméstico.	Pedra nº 1 e solo misturado com casca de arroz - FH	Capim arroz ( <i>Echinochloa Crus Pavones</i> )	P (63%); S (71%); Cu e Zn (100%). Houve aumento nas concentrações de N (45%); Ca (40%); Mg (42%); Fe (23%) e Mn (73%).
		Junco ( <i>Juncus Sellovianus</i> )	P (44%); S (60%); Cu e Zn (100%). Houve aumento nas concentrações de N (40%); Ca (43%); Mg (41%); Fe (21%) e Mn (72%).
Leopoldo <i>et al.</i> (2000) - efluente primário de esgoto doméstico.	Pedra nº 1 e solo misturado com casca de arroz - FH	Capim arroz ( <i>Echinochloa Crus Pavones</i> )	Turb (59%); SS (57%); e ST (10%).
		Junco ( <i>Juncus Sellovianus</i> )	Tur (58%); SS (45%); e ST (17%).
Queiroz (2001) – Efluentes de lagoa de estabilização.	Brita nº 1 - FH	Taboa ( <i>Typha sp</i> )	SS (91%); DQO (51%); DBO (86%); P total (13%); NTK (2%). Houve aumento nas concentrações de Alc. (78%); C. E. (75%), NOx (41%)
Mazzola (2003) – Efluente secundário de esgoto doméstico.	Brita - FV	Taboa ( <i>Typha</i> )	SST (60%); N Amon (15%); DQO (80%); P (30%); NO <sub>3</sub> (8,06%).
		<i>Eleocharis sp</i>	P (11,42%); NO <sub>3</sub> (11,11%); N Amon (10%).
Roston e Collaço (2003) – Efluente doméstico tratado, de uma ETE, com alto teor de sólidos.	Pneu - FV	Taboa ( <i>Typha sp</i> )	DQO (76,7%) e N-amon (34%), SS (73,3%).
	Brita - FV		DQO (72,4%) e N-amon (36%), SS (36,2%).

### 3.1.4. Custos dos sistemas *wetlands* construídos

Os custos dos *wetlands* construídos variam com o seu tamanho e a disponibilidade de material local, podendo ser reduzidos se existir no local, solos argilosos que podem ser utilizados para a impermeabilização dos tanques e material para enchimento dos leitos. Outro fator que reduz os custos é a existência da planta no local, o que evita a necessidade da compra (Sauer e Kimber, 2001).

As pesquisas têm mostrado que os custos de implantação dos sistemas *wetlands* construídos é cerca de 50 a 90% menor do que aqueles dos sistemas convencionais de tratamento de esgotos e, o custo de operação é muito baixo (NSFC, 2005).

O custo de uma estação de tratamento de esgoto convencional, proposta para uma refinaria de óleo, localizada no Norte do estado de Dakota, foi estimado entre US\$ 1 milhão e US\$ 3 milhões, enquanto que o custo de construção de um sistema *wetland* construído foi de US\$ 250.000 (AWT, 2002).

Kadlec (1995) cita que dados de 18 sistemas *wetlands* construídos na América do Norte em 1994, mostram custos de construção variando em uma faixa de US\$ 4.500,00 a US\$ 203.000,00 por hectare. O custo anual de operação excluindo as pesquisas (estudos) é, geralmente, menor do que US\$ 1.000 por hectare, incluindo energia de bombeamento, manutenção mecânica e o controle de pragas.

Os custos de construção dos sistemas *wetlands* construídos projetados para tratamento de esgotos em algumas localidades no estado de Iowa, nos Estados Unidos, variaram de US\$ 18.000 a US\$ 53.000 (Tabela 3.4).

Os custos operacionais para *wetlands* construídos são mínimos, geralmente estão associados com a mão-de-obra utilizada para o gerenciamento da planta e do nível de água. A manutenção é periódica comparada com as de sistemas mecânicos. Porém em muitos outros tipos de sistemas o tratamento requer mais gerenciamento e uso de energia do que os *wetlands* construídos, a exemplo do sistema de lagoas aeradas.

Tabela 3.4. Estimativas de custos de construção de sistemas *wetlands* de fluxo superficial e sub-superficial (Sauer e Kimber, 2001).

Localização	População Atendida (Hab)	Custo do <i>wetland</i> (US\$)	Área do <i>wetland</i> (ha)	Custo/ha (US\$)	Ano de construção
Agencia	616	30.000	1,42	21.127	1994
Chelsa	336	20.000	0,11	181.818	1990
Dows	660	53.000	0,93	57.205	1991
Cidade de IOWA	60.148	25.000	0,22	113.636	1998-99
Motel Vista Lago		23.000	0,36	63.889	1997
Burr Oak	< 100	38.000	0,10	380.000	1993
AIMU – Associação Municipal de utilidade de IOWA	Variável	18.000	0,06	300.000	1999

Os sistemas de fluxo superficial parecem ser mais caros do que os de fluxo sub-superficial (Tabela 3.5), excluindo o sistema com filtro de areia. Contudo, segundo (Sauer e Kimber, 2001), os sistemas de fluxo superficial tratam um fluxo maior e servem a uma população maior. No sistema de *Burr Oak*, um filtro de areia foi adicionado com a finalidade de melhorar a qualidade do efluente e não alterar a condição de classe do enquadramento do corpo receptor, rio *Silver Creek*.

Tabela 3.5. Estimativas de custos de construção para sistemas que incluem em uma das etapas *wetlands* de fluxos superficial e sub-superficial (Sauer e Kimber, 2001).

Localização	Tipo de tratamento	Custo do sistema (US\$)	Área do <i>wetlands</i> (ha)	Ano da construção
Dows	Lagoa aerada + <i>wetland</i> Fluxo Superficial	495.000	0,93	1991
Granger		775.000	1,46	1986
Laurel		900.000	0,49	1991
LeGrand	Remoção de lodo + <i>wetland</i> Fluxo Superficial	298.528	4,05	1992
<i>Buchaman Country Fontana Campground</i>	Tanque séptico + <i>wetland</i> fluxo sub-superficial	19.000	0,28	1998
IAMU		40.000		1999
<i>Neil Smith</i> refúgio de animais silvestres		150.000	0,05	1997
<i>Burr Oak</i>	Tanque séptico + filtro de areia + <i>wetlands</i> de fluxo subsuperficial	637.436	0,10	1993

No Colorado foi construído um sistema *wetland* para tratar uma vazão de 7571 L/d servindo a uma população de 50 habitantes. O custo total, incluindo projeto, permissão (certificado de licença do engenheiro) e construção, foi levemente superior a US\$ 60.000. Os custos de operação e manutenção para estes sistemas são estimados em US\$ 2 por pessoa/mês. Nestes custos estão incluídos bombeamento de tanques sépticos, amortização da reposição do bombeamento por um período de 10 anos e permissão para consumo elétrico. A vida útil dos sistemas *wetlands* foi estimada entre 75 e 100 anos ou mais (Stiles, 2005).

### **3.2. O LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO**

Os solos do Distrito Federal (DF) representam bem os solos da região do Cerrado. Informações sobre a pedologia desses solos podem ser observadas no mapa pedológico do DF, na escala 1:100.000 (Figura 3.7), desenvolvido pelo Serviço Nacional de Levantamento de Solos. Nota-se que na região, as três classes de solos mais importantes são: Latossolo Vermelho (**LE**), Latossolo Vermelho-Amarelo (**LV**) e Cambissolo (**Cb**). Os dois primeiros ocupando 54,5% e o segundo 30,98% da área do DF (EMBRAPA, 2004).

O Latossolo Vermelho-Amarelo (Areno-siltoso argiloso poroso) ocorre em Brasília, inclusive no Campus Universitário da UnB. É um solo tropical, não coesivo e caracterizado por uma argila porosa, vermelha, colapsível, com uma constituição de micro-concreções ou de micro-agregados que se interligam ou por pontes de argila ou por meio de ligações cimentícias (Santos Neto e Manso, 2004).

Os solos colapsíveis são geralmente porosos e com baixos teores de umidade, nos quais a infiltração da água em quantidade suficiente pode causar colapso na sua estrutura (Cintra, 2004). O colapso ocorre em função da metaestabilidade dos solos colapsíveis. Com a variação do estado de tensões ou da sua degradação por ataque químico ou ruptura das ligações cimentícias, há uma redução de volume do solo que é denominada de colapso (Mascarenhas, 2003).

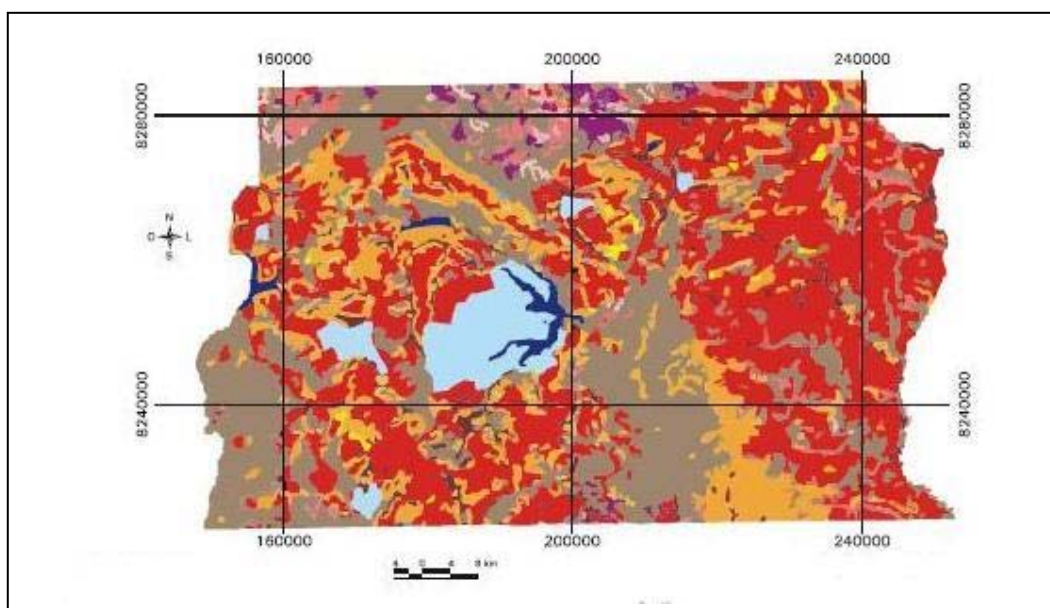


Figura 3.7. Mapa de solos do Distrito Federal (EMBRAPA, 2004).

#### Nova classificação

- Áreas urbanas
- Argissolo Vermelho-Amarelo
- Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico
- Cambissolo
- Chernossolo
- Espodossolo + Plintossolo
- Lago, lagoa, represa
- Latossolo Vermelho
- Latossolo Vermelho-Amarelo
- Neossolo Flúvico
- Neossolo Quartzânico
- Nitossolo
- Plintossolo Distrófico + Solos Hidromórficos Indiscriminados
- Solos Hidromórficos

O solo não precisa estar completamente saturado para entrar em colapso, basta ter a elevação do teor de umidade até um determinado valor, aquém da saturação completa para ativar esse fenômeno (Cintra, 2004).

Camapum de Carvalho *et al.* (1987), estudando o solo de Brasília, observaram que nesse tipo de solo, quando submetido à infiltração com água em diferentes valores de pH, ocorre o colapso que é atribuído a fatores tais como:

- ataques químicos nas cimentações;
- modificação das forças de repulsão, facilitando a transferência das partículas para uma nova posição de equilíbrio;
- redução da sucção matricial, com o aumento do teor de água;

- modificação da sucção osmótica, com alteração da composição química da água.

O solo colapsível, quando inundado, provoca a destruição da cimentação e a dissipação da sucção matricial, anulando a coesão “aparente”, reduzindo significativamente a resistência ao cisalhamento, o que provoca o colapso da sua estrutura. Existem solos colapsíveis que, ao serem inundados, entram em colapso sob atuação apenas do estado de tensões geostáticas (peso próprio da camada), isto é, sem carregamento externo (Cintra, 2004). O colapso por inundação recebe contribuição significativa da dispersão das argilas (Cardoso, 1995).

### 3.2.1. Características geotécnicas do solo do Campus universitário da UnB

Os resultados das características geotécnicas do solo do Campus Universitário da UnB, com e sem a utilização de defloculante obtidas por Guimarães (2002), são apresentados na Tabela 3.6. Foi utilizado o defloculante porque ele desagrega as partículas interligadas por pontes de argila ou cimentação e ocorre essa mesma reação quando é aplicado esgoto no solo.

Tabela 3.6. Resultados dos ensaios de caracterização geotécnica do solo da UnB (Guimarães, 2002).

Parâmetro	Profundidade (m)			
	1	2	3	4
Índice de vazios - e	1,60	1,57	1,27	1,27
Porosidade - n (%)	61,60	61,10	56,00	55,90
Umidade natural - $w_n$ (%)	28,40	29,20	27,10	25,60
Grau de saturação - $S_r$ (%)	45,90	47,10	54,00	49,30
Peso específico natural - $\gamma_o$ (kN/m <sup>3</sup> )	26,86	26,78	26,11	25,97
Peso específico aparente seco - $\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	10,32	10,41	11,49	11,46
<b>Com defloculante</b>				
Pedregulho	0,20	0,20	0,70	0,80
Areia	41,50	41,50	41,60	33,70
Silte	24,90	29,20	25,70	26,30
Argila	33,40	29,10	32,00	39,20
<b>Sem defloculante</b>				
Pedregulho	0,20	0,20	0,70	0,80
Areia	56,20	56,20	53,20	53,00
Silte	41,40	35,90	34,20	43,10
Argila	2,20	7,70	11,90	3,10

O solo apresenta um perfil areno-siltoso argiloso poroso, nas camadas de 0 a 3,5m de profundidade, com predominância de macroporos e com alto índice de vazios (1,27 a 1,60), que é influenciado diretamente pelo intemperismo químico, com porosidade em

torno de 53%, o que o caracteriza como solo colapsível, pois sua porosidade é superior a 40%.

Análises microscópicas realizadas por Camapum de Carvalho *et al.* (1996) nesse tipo de solo mostraram que a imersão em água gera certa desagregação no solo. Esta é ampliada pelo uso do defloculante, mas não chega a ser total (Guimarães, 2002).

As características geotécnicas do Latossolo Vermelho-Amarelo, mostraram, portanto, que este tipo de solo não poderá ser utilizado como meio suporte de sistemas *wetlands* construídos, sem que haja a sua mistura com um material mais grosso. O elevado teor de silte e o aumento no teor de argila devido às reações químicas provocadas pelo uso do defloculante, podem reduzir a permeabilidade do solo que deve ser mantida elevada, para o bom funcionamento do sistema.

### **3.3. O ARROZ (*Oryza sativa L.*)**

O arroz (*Oryza sativa L.*) é um alimento de primeira necessidade para grande parte da população mundial. Sua forma de cultivo pode ser de dois tipos:

- *sequeiro*: extremamente dependente das condições climáticas e não é utilizado sistema de irrigação;
- *irrigado*: que requerer grande quantidade de água do sistema de irrigação e exige maior quantidade de fertilizante.

O arroz é uma gramínea, de sistema radicular fasciculado (que tem forma de feixe), caules redondos e ocos, folhas com limbo foliar plano e inflorescência em forma de panícula. O porte das plantas pode variar de 0,4m nas cultivares anãs, até mais de 0,7m nas plantas flutuantes (Ramos *et al.*, 1981). Seu sistema radicular é composto por duas classes de raízes:

- a. Seminais ou temporárias;
- b. Secundárias, adventícias ou permanentes.

***Raízes seminais ou temporárias***: têm poucas ramificações e a duração é temporária. Essas raízes se mantêm funcionando até 7 folhas e são substituídas pelas adventícias ou secundárias logo após a germinação.

**Raízes Secundárias, adventícias ou permanentes:** são permanentes e se originam dos nós inferiores dos caules jovens.

Inicialmente as raízes são brancas, pouco ramificadas e relativamente grossas. À medida que a planta se desenvolve, tornam-se alongadas, finas, flácidas e ramificadas. Após o crescimento da planta, as raízes adventícias tornam-se fibrosas, com ramificações secundárias e pêlos absorventes. O desenvolvimento do sistema radicular é influenciado pelo sistema de cultivo e pela natureza do solo.

De cada nó, normalmente, desenvolvem-se de 5 a 25 raízes denominadas de raízes nodais primárias, cujo diâmetro varia de 0,5mm a 1,0mm. Dessas raízes se originam as secundárias e dessas as terciárias e assim por diante (Figura 3.8).

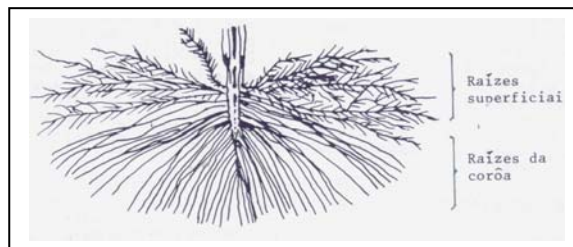


Figura 3.8. Sistema radicular da planta do arroz.

As raízes atingem o seu máximo crescimento no florescimento tendo o seu desenvolvimento controlado por características genéticas e pelo ambiente, com a aeração do solo que favorece a ramificação radicular.

A profundidade máxima das raízes atingida em ambientes anaeróbios, raramente excede os 40cm, podendo atingir 1m ou mais em solos bem drenados (Fornasieri Filho e Fornasieri, 1993).

Em solos inundados as raízes ativas oxidam sua superfície externa, podendo ser facilmente reconhecidas pela coloração avermelhada, devido à precipitação de compostos férricos. Em condições de solos drenados, as raízes mantêm sua coloração branca.

A melhor faixa de pH do terreno para a cultura é entre 5,7 a 6,2. Nesta faixa, produzem-se as melhores colheitas. Contudo, a planta tolera acidez alta, produz colheitas em pH baixo, mas naturalmente com menor produção (Criar e Plantar, 2003).



### **3.3.1. Semeadura**

Para o cultivo do arroz em *wetlands* construídos (solos filtrantes) tem sido utilizado o método da semeadura em solo seco, uma vez que a área é facilmente drenável. É fundamental a utilização de sementes de boa qualidade para assegurar o sucesso da cultura e deve-se dar preferência às sementes certificadas.

### **3.3.2. Crescimento da planta**

O crescimento da planta é um processo fisiológico contínuo que compreende um ciclo completo desde a germinação até a maturação dos grãos. O seu ciclo, geralmente, é de 100 a 210 dias, mas a maioria das cultivares possui um ciclo que varia de 110 a 150 dias (Ramos *et al.*, 1981).

A germinação vai da semeadura até o aparecimento da primeira folha. Os fatores ambientais que interferem num processo normal de germinação são basicamente a água, a temperatura, o oxigênio e a luz. A temperatura ótima para a germinação da semente do arroz situa-se entre 30°C e 37°C. Em temperaturas inferiores a 10°C a 12°C e superiores a 40°C a 42°C não há germinação (Ramos *et al.*, 1981).

Quando a semente entra em contato com a água, inicia-se o crescimento do embrião e o desenvolvimento da plântula que caracteriza a planta quando tem quatro folhas. Com a plântula formada, começa o perfilhamento, cuja duração varia de 45 a 90 dias, respectivamente, para as cultivares de ciclo precoce e tardio. Durante esta etapa as raízes adventícias prosseguem o seu desenvolvimento, a partir do nó inferior dos perfilhos primários, secundários e terciários, acrescentando, desse modo, um volumoso sistema radicular à planta (Ramos *et al.*, 1981).

Na floração, a planta alcança ou está quase alcançando a sua altura máxima, com cerca de 450 perfilhos por metro quadrado e com aproximadamente cinco folhas no colmo principal, em cultivares de ciclo curto. Nas cultivares de ciclo longo podem permanecer nas plantas, nessa fase, apenas três a quatro folhas (Ramos *et al.*, 1981).

Após a floração, os grãos são formados e atingem a sua maturação após 30 dias da floração. A planta de arroz está fisiologicamente madura quando 90% dos grãos estiverem maduros e mostrarem uma coloração pálida. As folhas remanescentes em todos os colmos murcham, podendo, em algumas cultivares, permanecer com coloração verde pálida (Ramos *et al.*, 1981).

### **3.3.3. A cultivar BRS-GO Guará**

A cultivar BRS-Go Guará, utilizada nessa pesquisa, foi desenvolvida pela EMBRAPA por meio de um programa de retro cruzamentos iniciado em 1995, entre a cultivar comercial Metica 1 e as fontes de resistência à brusone Huan-Sen-Go e 5287. Após três ciclos de retro cruzamentos em direção a Metica 1 com seleção de plantas individuais resistentes à brusone, foi obtida a linhagem CNAi 9018 a qual foi lançada com o nome de BRS-GO Guará (Rangel *et al.*, 2005).

Em ensaios realizados com esta cultivar foram obtidas produtividades médias de 7.257 kg/ha, evidenciando o seu elevado potencial produtivo em ambiente estressante como as várzeas tropicais (Rangel *et al.*, 2005).

## **3.4. FATORES DETERMINANTES NOS PROCESSOS DE TRATAMENTO**

### **3.4.1. Nitrogênio**

Nos esgotos domésticos que chegam às estações de tratamento, as principais fontes de nitrogênio são orgânicas e amoniacais, quando existem concentrações de nitrato, são mínimas. O nitrogênio amoniacal pode apresentar-se na forma livre (N-NH<sub>3</sub>) e ionizada (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) 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<sub>3</sub>) ou livre e para a redução da fração ionizada (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Segundo von Sperling (1996), em valores de pH:

- próximo de 8,0, praticamente todo o N amoniacal encontra-se na forma ionizada (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>);
- próximo a 9,5, o N amoniacal é representado por, aproximadamente, 50% de N-NH<sub>3</sub> e 50% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

- maior que 11, praticamente todo o N está na forma de N-NH<sub>3</sub>.

O N orgânico representa o menor percentual do N 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 *et al.*, 2004). No processo de mineralização são liberados íons inorgânicos de nitrogênio, principalmente, amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) para a solução do solo.

A mineralização do N depende da quantidade de matéria orgânica e da concentração de N no solo (Jensen, 1997). A fração mineralizada em um período é dependente da temperatura, da disponibilidade de água, da taxa de reabastecimento de O<sub>2</sub>, do pH, da quantidade e natureza dos resíduos vegetais (Stanford e Smith, 1972 apud Fonseca, 2001) e da relação C/N.

A oxidação (mineralização) do N orgânico no solo deve-se a sua transformação a partir dos processos de amonificação e nitrificação. O primeiro processo é realizado por microrganismos heterotróficos (todos os fungos e muitas bactérias) e o segundo pelas bactérias *Nitrosomonas* (que oxida o amônio a nitrito) e *Nitrobacter* (que oxida o nitrito a nitrato).

O primeiro produto da mineralização do N orgânico é o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, por esta razão a amonificação é entendida como sinônimo de mineralização. Entretanto, microrganismos nitrificantes oxidam rapidamente o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Se no substrato não houver N suficiente, os microrganismos usam todo o N inorgânico (imobilização) e não há ciclagem de N.

O processo supracitado é a base para os mecanismos de remoção deste nutriente das águas residuárias, os quais envolvem, além da adsorção nas partículas do solo e da precipitação com outros elementos químicos como (Fe, Al e Ca), a absorção pela planta, a volatilização da amônia, a desnitrificação, a imobilização na biomassa microbiana e a oxidação anaeróbia do amônio (ANAMMOX).

### 3.4.1.1. Transformação do N em solos de *wetlands* construídos

A maioria dos processos de transformação do N é realizada por microrganismos do solo, sendo os mais importantes os fungos e as bactérias. Os actinomicetos e as algas, embora participem do processo têm importância relativamente menor.

O ciclo do N se processa por meio de um balanço entre as suas entradas e as saídas. Num solo utilizado como substrato de sistemas *wetlands* construídos para tratamento de esgotos, as entradas de N ocorrem pela aplicação do esgoto, fixação do N molecular ( $N_2$ ) diretamente pelos microrganismos, produzindo  $NH_3$  e aminoácidos, e pela precipitação pluviométrica nas formas de  $N-NH_4^+$  e  $N-NO_3^-$  (Mota, 1997 e Mellin, 2005). As perdas ocorrem pela absorção das raízes, lixiviação, volatilização da amônia e desnitrificação.

As várias formas de N são continuamente envolvidas em transformações bioquímicas de compostos orgânicos e inorgânicos e retorno a elas. Alguns dos processos de transformação, para serem levados a cabo, requerem energia tipicamente derivada de fonte de carbono, e outros, liberam energia que é usada pelos microrganismos para sua sobrevivência e crescimento. As mudanças químicas são, em grande parte, controladas pela produção de enzimas e catalisadores produzidos pelos microrganismos vivos (Vymazal, 2006).

Os principais processos de transformações do N em sistemas *wetlands* construídos podem ser resumidos na Figura 3.9

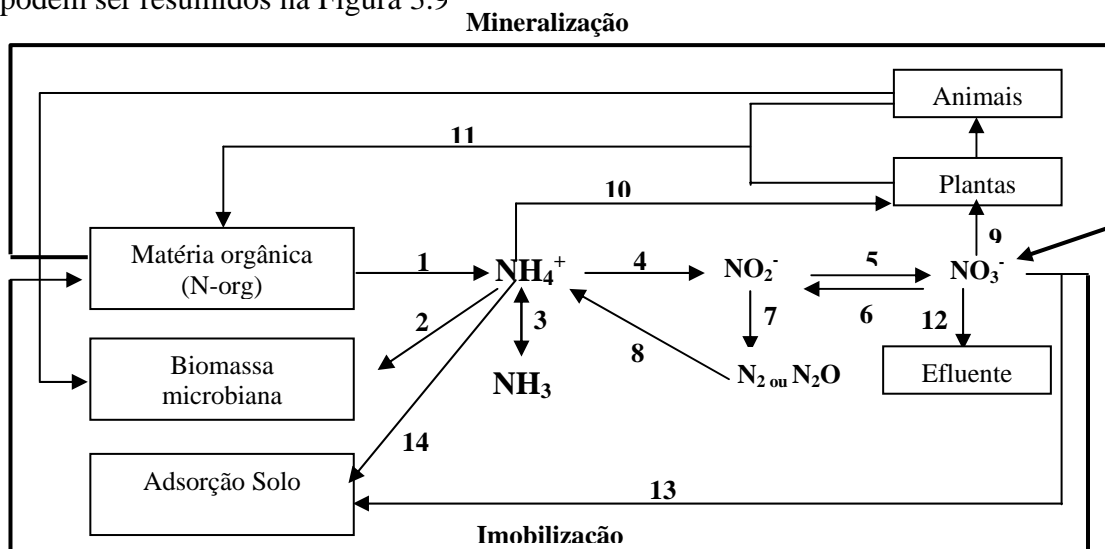


Figura 3.9. Principais processos de N em *wetlands* construídos. Adaptado de Cassini (2006) e Vymazal (2006)

## Legenda

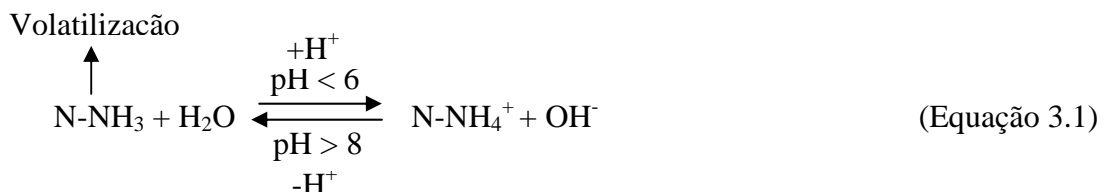
- |       |   |         |                                   |
|-------|---|---------|-----------------------------------|
| 1     | - Amonificação                          | 9 e 10  | - Absorção pelas plantas          |
| 2     | - Imobilização (assimilação microbiana) | 11      | - Decomposição e complexação      |
| 3     | - Equilíbrio químico (dependente do pH) | 12      | - Lixiviação                      |
| 4 e 5 | - Nitrificação                          | 13 e 14 | - Adsorção nas partículas do solo |
| 4 e 7 | - ANAMMOX                               |         |                                   |
| 6 e 7 | - Desnitrificação                       |         |                                   |
| 8     | - Fixação biológica do N <sub>2</sub>   |         |                                   |

### • Amonificação

O processo de amonificação, primeira etapa da mineralização, não remove o N, apenas converte a fração orgânica em N amoniacal, o qual fica disponível para os outros processos: volatilização, nitrificação, absorção pelas plantas e assimilação microbiana.

A amonificação é realizada, de forma lenta, pelos microrganismos heterotróficos que obtêm a energia para a oxidação de compostos orgânicos por consumo ou absorção de outros organismos (Campbell *et al.*, 1999). Ela é acelerada com o aumento da atividade microbiana que depende do crescimento das bactérias, o qual está diretamente ligado à temperatura e umidade do solo (O'Leary *et al.*, 1994). As taxas de amonificação dependem, também, do pH, da relação C/N, da disponibilidade de nutrientes e da textura e estrutura do solo. A temperatura ótima para a amonificação encontra-se na faixa de 40-60°C, enquanto o pH ótimo varia de 6,5 a 8,5 (Vymazal, 2006).

O equilíbrio entre a amônia (N-NH<sub>3</sub>) e o amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) depende do pH do meio. Em meio ácido (pH < 6) a amônia reage com a água, ganhando um íon de hidrogênio (H<sup>+</sup>) e é transformada para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Em meio alcalino (pH > 8) há perda de um H<sup>+</sup> e o N é convertido a N-NH<sub>3</sub>, forma volátil do N amoniacal (Equação 3.1). A liberação de H<sup>+</sup> consome alcalinidade do meio e conseqüentemente reduz o pH.



Após a amonificação, é importante haver determinadas condições ambientais para que ocorra a nitrificação, segunda etapa da mineralização, pois alto teor de amônio no solo associado a excesso de alcalinidade poderá ocasionar acúmulo de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Isso ocorre

porque as bactérias do gênero *Nitrobacter*, responsáveis pela conversão do  $\text{N-NO}_2^-$  para  $\text{N-NO}_3^-$  são sensíveis a sais de amônio em meio alcalino (Cassini, 2006).

- **Volatilização**

As perdas por volatilização da amônia dependem das características dos solos e das condições ambientais e podem ocorrer próximo à superfície. Um aumento nos valores de pH e temperatura, por exemplo, elevam as perdas por volatilização (Mellin, 2005). Estima-se que estas perdas possivelmente atingem valores de até 70% do N amoniacal (Cassini, 2006).

Perdas por volatilização da amônia em solos inundados são insignificantes se o pH for menor do que 7,0 ou 8,0. Com o pH de 9,3 a relação entre a amônia e o amônio é de 1:1 e estas perdas são elevadas (Vymazal, 2006). Porém, já foi observada a volatilização da amônia em solos ácidos irrigados com esgoto tratado (Smith *et al.*, 1996), podendo esta ser reduzida com a aplicação freqüente de pequena quantidade de esgoto (Fonseca, 2001).

- **Imobilização microbiana**

A imobilização é o oposto da mineralização e ocorre simultaneamente a este processo (Figura 3.9). Ela consiste na conversão do N inorgânico ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) a constituintes orgânicos nos tecidos e células dos microrganismos heterotróficos (Jansson e Person, 1982 e Steverson, 1982 *apud* Mellin, 2005). É temporária e à medida que ocorre a morte dos microrganismos, há a mineralização desse N pelo restante da biomassa, liberando os nutrientes imobilizados para absorção pelas plantas. A biomassa é um componente importante do N potencialmente mineralizável. Quanto maior o conteúdo de N na biomassa microbiana, mais rápida será a sua ciclagem (Ferreira *et al.*, 2003).

Este processo se deve à presença de material orgânico, sendo consequência do aumento da relação C/N do solo. Quando o resíduo orgânico tem elevada relação C/N, os microrganismos quimiorganotróficos, que atuam na decomposição da matéria orgânica (MO) se multiplicam gradativamente, produzindo  $\text{CO}_2$  em grande quantidade. Como

consequência, o  $\text{N-NO}_3^-$  e o  $\text{N-NH}_4^+$  presentes no solo são praticamente imobilizados (Martines, 2005).

Em solos naturais, a capacidade de imobilização pelos microrganismos pode decrescer quando começar a haver aumentos da mobilização do N, levando às perdas por lixiviação (Vargas e Scholles, 1998). O mesmo pode ocorrer em solos utilizados como substratos de sistemas *wetlands* construídos projetados para tratamento de águas residuárias.

- **Nitrificação**

A nitrificação é o processo de oxidação da amônia a nitrato, sob condições aeróbias. Este processo é realizado por microrganismos quimiolitotróficos - bactérias gram negativas da família *Nitrobacteriaceae*, que oxidam o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), via nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) (Andrade *et al.*, 1994). Em solos têm sido identificadas bactérias quimiolitotróficas pertencentes aos gêneros *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus*, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (Vymazal, 2006). Estas bactérias podem ser autótrofas ou heterótrofas, sendo a nitrificação pelas primeiras considerada mais significativa que aquela realizada pelas segundas. Entretanto, as autótrofas têm velocidade de crescimento menor que as heterótrofas e são mais sensíveis a baixas concentrações de OD (Garbossa, 2003).

Os gêneros mais conhecidos são as bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. As primeiras são estritamente aeróbias e convertem a amônia a nitrito, e as segundas são facultativas e transformam o nitrito a nitrato utilizando o dióxido de carbono e a alcalinidade do meio, como fonte de carbono para a síntese de novas células (Sezerino, 2006).

A produção do nitrato varia de acordo com o material em decomposição. Altas concentrações de amônia e ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ) podem ser inibidores da nitrificação (Metcalf e Eddy, 1991). Durante a formação do ácido nitroso há liberação de grande quantidade de íon  $\text{H}^+$  acidificando o meio (van Niekerk, 2004; Silva, 2005 e Cassini, 2006).

A nitrificação é influenciada pela temperatura, pH, alcalinidade, C orgânico, umidade, população microbiana e concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e de OD (Vymazal, 2006). A temperatura ótima para nitrificação em solos varia de 30°C a 40°C. O pH ótimo varia entre 7,5 e 8,5, contudo, em sistemas aclimatados, a nitrificação pode ocorrer em pH muito abaixo desta faixa. Para Ford *et al.* (1980) e Henze *et al.* (1997) *apud* Garbossa (2003) as bactérias nitrificantes têm a habilidade de se adaptarem mesmo em pH fora da faixa ótima, o que permite obter a mesma eficiência de nitrificação.

Segundo Garbossa (2003), Ford *et al.* (1980) e Henze *et al.* (1997), o pH ótimo para a formação de nitrito e nitrato é superior a 7,0, mas esse valor não é bem definido, oscilando entre 7 e 9. Abaixo de 7, tem-se uma rápida diminuição da nitrificação (Sezerino, 2006) que é quase inexistente em pH menor que 5,0. Quando o  $\text{N-NH}_4^+$  é oxidado, há produção de ácido nítrico e o pH decresce até que este ácido comece a sofrer a reação de transformação para  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ . (Hammer e Knight, 1994)

A presença do 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 4,3mg de  $\text{O}_2$  para oxidar um miligrama de  $\text{N-NH}_4^+$  a  $\text{N-NO}_3^-$  e 8,64mg de  $\text{HCO}_3^-$  por mg de N amoniacal oxidado (Metcalf e Eddy, 1991).

O primeiro processo anóxico de oxidação que ocorre depois da depleção de oxigênio é a redução do nitrato para o  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  ou  $\text{N-NH}_3$ . Essa redução é desempenhada por dois grupos de microrganismos: as bactérias desnitrificantes que produzem o  $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  e as amonificadoras do nitrato que produzem o  $\text{N-NH}_4^+$  como o maior produto final do nitrato. A redução do nitrato geralmente é realizada por bactérias fermentativas que não dependem da presença desse íon para seu crescimento sob condições anaeróbias (Vymazal, 2006).

- **Desnitrificação**

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



heterotróficos dos gêneros *Achromobacter*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium* e *Lactobacillus* (Metcalf e Eddy, 1991). Contudo, as bactérias desnitrificantes também podem ser autotróficas (ex. *Thiobacillus*), que utilizam o  $\text{N-NO}_3^-$  como fonte de oxigênio em um ambiente dependente desse gás. O resultado é a redução de  $\text{N-NO}_3^-$  para  $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  e, eventualmente, parte destes gases é levada à atmosfera (Stevenson, 1982).

Em ambiente anóxico, onde o oxigênio disponível não está presente, as bactérias desnitrificantes utilizam o oxigênio de fontes como nitrato, nitrito e fosfato ou até mesmo sulfato (Alvarenga, 2005) e produzem  $\text{N}_2$  (Metcalf e Eddy, 1991).

A desnitrificação é altamente dependente de componentes orgânicos. Resíduos de plantas ou estrume, por exemplo, geralmente aumentam a atividade de desnitrificação (Mellin, 2005). A adição de materiais orgânicos suprindo o C disponível aos microrganismos tem resultado em freqüentes aumentos na taxa de desnitrificação, constituindo-se em um importante processo de perda de  $\text{N-O}_3^-$  nos solos que têm recebido esgotos tratados (Fonseca, 2001).

Os fatores ambientais que influenciam a desnitrificação são: ausência de  $\text{O}_2$ , potencial redox, umidade do solo, temperatura, pH, presença de bactérias desnitrificantes, tipo de solo, teor de matéria orgânica e concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  (Vymazal, 2006)

A faixa de pH ótimo para a desnitrificação encontra-se entre 6,5 e 9,0, variando para diferentes autores: Para Henze *et al.* (1997) é de 7,0 a 9,0; Metcalf e Eddy (1991) de 7,0 a 8,0; Surampalli *et al.* (1997) de 6,5 a 8,0 e para van Haandel e Maris (1999) seria de 7,0 a 7,5. Vymazal (2006) afirma que em valores de pH menor do que 6,0 e maior do que 8,5, há grande redução de atividade de desnitrificação, em pH 5,0 a desnitrificação torna-se lenta e abaixo de 4 deixa de existir.

A taxa de desnitrificação em solos ácidos é muito menor e conseqüentemente a quantidade de N que retorna para a atmosfera é consideravelmente pequena (Mellin, 2005).

As temperaturas ótimas para a desnitrificação variam entre 25°C e 65°C, em valores fora desta faixa há um declínio na taxa de desnitrificação (Hammer e Knight, 1994). Baixas temperaturas produzem mais óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), enquanto que altas temperaturas promovem a redução do N<sub>2</sub>O a N molecular (N<sub>2</sub>) (Nogueira, 2003). Mudanças de temperatura podem inibir o processo, uma vez que os microrganismos desnitrificantes são sensíveis a estas oscilações (Metcalf e Eddy, 1991).

Em baixos níveis de OD poderá ocorrer a nitrificação/desnitrificação parcial havendo produção de nitrito e este será desnitrificado a N<sub>2</sub>O ou N<sub>2</sub> antes de ser convertido a nitrato. Este processo é conhecido como ANAMMOX – *Anaerobic ammonium oxidation* (Vymazal, 2006).

- **Fixação do N**

A fixação de nitrogênio é definida como sendo a conversão do nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) em amônia (N<sub>2</sub> → 2 NH<sub>3</sub>). Pode ser realizada por processos físicos (ação de relâmpagos e aplicação de fertilizantes químicos) e biológicos (representando 90% da fixação que se realiza no planeta) (Mota, 1997).

A fixação biológica do N atmosférico (FBN) ocorre pela ação das bactérias de vida livre (cianobactérias) (Tabela 3.7); das bactérias fotossintéticas, das algas (cianofíceas) (Mota, 1997); das bactérias associadas geralmente às raízes e colmos das plantas superiores, inclusive o arroz e pelas bactérias simbióticas (*Rhizobium*), em nódulos das raízes de leguminosas e certamente de outras plantas (Havelka, *et al.*, 1982; Steverson, 1982 *apud* Mellin, 2005 e Campbell *et al.*, 2005).

A FBN corresponde, essencialmente, à reação do nitrogênio com o hidrogênio e é realizada por microrganismos denominados fixadores de nitrogênio ou diazotróficos (Cassini, 2006). A contribuição do potencial de FBN no crescimento de algumas espécies de gramíneas já foi demonstrada tanto para algumas forrageiras como também para o arroz irrigado (Tabela 3.8).

Tabela 3.7. Gêneros que incluem microrganismos diazotróficos de vida livre (cianobactérias) no solo em arroz inundado (Cardoso *et al.*, 1992).

<b>HETEROTRÓFICAS</b>			<b>AUTOTRÓFICAS</b>
<b>Aeróbias/microaerofílicas</b>	<b>Anaeróbias</b>	<b>Anaeróbias facultativas</b>	
<i>Aquaspirillum</i> <i>Azotobacter</i> <i>Azotococcus</i> <i>Azomonas</i> <i>Azospirillum</i> <i>Beijerinckia</i> <i>Campylobacter</i> <i>Derxia</i> <i>Methylococcus</i> <i>Methylomonas</i> <i>Pseudomonas</i>	<i>Clostridium</i>	<i>Bacillus</i> <i>Citrobacter</i> <i>Enterobacter</i> <i>Erwinia</i> <i>Escherichia</i> <i>Klebsiella</i>	<i>Arthrobacter</i> <i>Xantobacter</i> <i>Alcaligenes</i>

Tabela 3. 8. Bactérias diazotróficas associadas à planta do arroz (Cardoso *et al.*, 1992).

<b>RIZOSFÉRICA</b>	<b>ENDOFÍTICA</b>	
	<b>Facultativa</b>	<b>Obrigatória</b>
<i>Pseudomonas diazotrophicus</i>	<i>Azospirillum brasiliense</i> <i>A. irakense</i>	<i>Herbaspirillum seropedicae</i>

Durante a FBN, o N<sub>2</sub> é convertido em N inorgânico na forma de N-NH<sub>3</sub> que pode ser usado para sintetizar compostos orgânicos nitrogenados tais como aminoácidos, proteínas, vitaminas e ácidos nucleicos.

A fixação do N é muito importante para intensificar a sua disponibilidade, contudo, ela somente contribui com uma fração minúscula do N que é anualmente assimilado pelos grãos (Mellin, 2005). Devido à alta estabilidade do N<sub>2</sub>, esta reação tem um custo energético alto, o que restringe esse processo a poucos grupos de microrganismos adaptados à condição diazotrófica.

As bactérias diazotróficas endofíticas dos gêneros *Azoarcus*, *Azospirillum*, *Burkholderia* e *Herbaspirillum*, foram identificadas em associação com variedades de arroz, em diferentes países. Entretanto, pouco se sabe a respeito da diversidade da população desses gêneros nessa cultura. Em diferentes genótipos de arroz, os tipos de bactérias diazotróficas endofíticas variam nos estágios de desenvolvimento e nas partes da planta (Rodrigues *et al.*, 2006).

Barraquio *et al.* (1997), observaram em variedades de arroz irrigado, que o número de bactérias diazotróficas endofíticas nas raízes e colmos variou nos diferentes estágios de desenvolvimento, tendo atingido o máximo no florescimento. Segundo esses autores, possivelmente o colmo é um nicho mais adequado para as endofíticas fixadoras do que a raiz, por ser, aparentemente, um ambiente menos concorrido por fotossintatos.

Engerlhard *et al.* (2000) constataram que a diversidade de estirpes de *Azoarcus* foi significativamente menor em espécies de arroz silvestre do que em variedades melhoradas geneticamente, sugerindo que a diversidade de bactérias diazotróficas endofíticas parece estar condicionada à própria vegetação.

A FBN no arroz irrigado pode produzir até 50kg ha<sup>-1</sup> de N (Roger e Ladha, 1992), sendo considerado que, provavelmente, a FBN realizada nestas plantas seja o resultado da atividade de várias espécies de microrganismos diazotróficos associados (Neves e Rumjanek, 1998; Cruz *et al.*, 2001 *apud* Silva *et al.*, 2004).

- **Lixiviação**

A lixiviação acontece, principalmente, com o N na forma inorgânica (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Representa a perda do N inorgânico solúvel que se move com a água, geralmente quando em excesso, abaixo da zona de raízes (Mellin, 2005). O N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, normalmente, tem maior mobilidade do que N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e por ser o elemento limitante para o florescimento de algas nos corpos d'água, há uma maior preocupação com as perdas por lixiviação deste ânion.

O potencial da perda por lixiviação é mais alto em solos de textura grossa do que naqueles de textura fina. A perda do N pode alcançar grande magnitude se este ânion estiver presente no solo em quantidades acima da capacidade de absorção pela cultura e, também, quando a irrigação ou a chuva exceder a capacidade de armazenagem de água do solo (umidade maior que aquela da capacidade de campo) (Matos *et al.*, 2004).

Este processo é fortemente influenciado pelos efeitos sazonais, tais como água e temperatura. O N inorgânico lixivia muito menos no verão porque a evapotranspiração geralmente excede a precipitação e as plantas o absorvem em maiores taxas (O'Leary *et*

*al.*, 1994). A lixiviação do  $\text{N-NO}_3^-$  tem sido alta nos solos irrigados com esgotos (Smith e Bond, 1999).

- **Adsorção/retenção do N mineral ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) no solo**

A retenção ou a mobilidade do N mineral no solo dependerá do seu balanço de cargas. Em solos, a relação entre as cargas positivas e negativas depende, em grande parte, do pH do ponto de carga nula (PCN) – pH, no qual, as quantidades de cargas positivas e negativas se equivalem. Se o pH estiver acima do PCN, as cargas negativas na superfície das partículas predominam sobre as positivas, e o solo apresenta carga líquida negativa com conseqüente aumento da capacidade de troca de cátions (CTC). Contrariamente, se o pH estiver abaixo do PCN, as cargas positivas prevalecem sobre as negativas e a carga líquida é positiva, o que favorece a adsorção de ânions, aumentando a capacidade de troca de ânions (CTA).

O mecanismo de retenção retarda a lixiviação do nitrato, possibilitando sua absorção pelas plantas antes que o N mineral deixe a zona radicular.

#### **Amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ )**

O amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) é um cátion que pode ser fortemente retido no solo, e, conseqüentemente, reduzir a perda por volatilização da amônia ( $\text{N-NH}_3$ ). A amônia ionizada ( $\text{N-NH}_4^+$ ) pode ser adsorvida da solução do solo por meio das reações de troca iônicas com sedimentos de detritos inorgânicos, partículas do solo e da carga orgânica. Essa retenção é influenciada por diversos fatores tais como textura, porosidade e umidade, entre outros (Caldeira, 2002) e está diretamente relacionada com a quantidade e distribuição de cargas permanentes nas superfícies internas dos diferentes tipos de minerais de argila 2:1 presentes no solo. A retenção é inversamente correlacionada com a presença de outros minerais que inibem essa retenção, como os óxidos de ferro e a caulinita.

A adsorção poderá ser reduzida se houver condições de oxi-redução ou a presença de potássio no solo que compete pelos sítios de retenção de  $\text{N-NH}_4^+$ , facilitando as perdas por lixiviação ou por volatilização, quando na forma de amônia (Costa *et al.*, 2004).

Quando existe uma dada concentração de amônio na coluna de água, uma quantidade é adsorvida e satura a disponibilidade de ligações nos sítios. Caso a concentração seja reduzida (por exemplo, como resultado da nitrificação), parte do amônio será desorvido para recuperar o equilíbrio com a nova concentração. O amônio desorvido poderá ser oxidado a nitrato caso o substrato do *wetland* seja exposto a condições aeróbias (Vymazal, 2006). Havendo altos teores de  $\text{N-NH}_4^+$  na coluna d'água, a adsorção aumentará.

### ***Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )***

O nitrato por ser um ânion, não é retido em solos cuja predominância de cargas seja negativa, pois sua adsorção é apenas eletrostática. Nestes solos, então, há grande potencial de lixiviação. Contudo, solos com balanço positivo de cargas, a lixiviação do nitrato poderá ser dificultada, embora não totalmente impedida (Alcântara e Camargo, 2005).

Segundo Araújo *et al.* (2004), mesmo em solos eletropositivos e com alto teor de argila, Dynia (2000) observou que o  $\text{N-NO}_3^-$  movimentava-se abaixo da zona radicular da maioria das culturas, alcançando profundidades entre 2 e 6m onde foram acumulados. Segundo esses mesmos autores a lixiviação do  $\text{N-NO}_3^-$ , também, contribui para aumentar a lixiviação do  $\text{Ca}^{2+}$  e do  $\text{Mg}^{2+}$ .

Solos ricos em ferro e alumínio, os quais apresentam quantidades significativas de cargas positivas têm uma maior capacidade de adsorção do nitrato. Solos com predominância de minerais de carga variável (como no caso do latossolo) podem apresentar considerável capacidade de retenção de nitrato.

A retenção se deve à presença de cargas elétricas positivas na superfície dos colóides, que possibilitam a adsorção eletrostática do ânion (Dynia e Carmargo, 1999). Em valor baixo de pH, cargas positivas se desenvolvem nas arestas quebradas das argilas (Lopes e Guilherme, 1992), favorecendo a adsorção do  $\text{N-NO}_3^-$ , pois ao contrário do que ocorre com os cátions, a adsorção de ânions é geralmente estimulada em ambientes ácidos (Elbachá, 1989).

Algumas pesquisas realizadas mostraram a adsorção de nitrato ( $N-NO_3^-$ ) em diferentes profundidades de solos. Alcântara e Camargo (2005) citam que os pesquisadores Black e Waring (1976) detectaram adsorção de nitrato em profundidades maiores que 20cm, encontrando correlação positiva entre a adsorção do nitrato e a carga líquida. Estes autores observaram também que a retenção do nitrato depende da sua concentração e da presença de outros ânions no solo.

Dynia e Camargo (1999) observaram retenção do nitrato em profundidades de 20cm a 60cm do solo do tipo Latossolo Vermelho-Escuro. Costa *et al.* (1999) aplicando concentrações de nitrato em solo do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Álico, com regime não permanente, observaram acúmulo de nitrato nas camadas de 5cm a 10cm. Houve um decréscimo brusco entre as profundidades de 10cm e 20cm e ao atingir os 40cm de profundidade, as concentrações assumiam valores semelhantes às que já existiam no solo antes da aplicação da solução de nitrato.

Costa *et al.* (1999), avaliando a mobilidade do nitrato em solo do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo observaram uma adsorção mais intensa do nitrato a partir de 3m de profundidade. Este autor também verificou que a velocidade de percolação influencia diretamente na retenção deste contaminante. Quanto maior a velocidade com que o fluido percola através do meio poroso, menor o tempo de contato entre as substâncias dissolvidas nesse fluido e as partículas sólidas do solo e, conseqüentemente, o tempo necessário à ocorrência das reações químicas diminuirá.

Andersen e Jensen (2001) encontraram concentrações de nitrato na faixa de 30mg/kg a 55mg/kg em solo coletado na camada arável (0-20cm) de uma área de produção de hortaliças. Segundo estes autores, os referidos valores podem ser considerados altos com risco de significativa lixiviação e contaminação de águas subterrâneas.

Matos *et al.* (2004) encontraram concentrações de nitrato variando, aproximadamente, de 45mg/kg, 69mg/kg a 73mg/kg na camada de 0-5cm de um solo tipo Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado, respectivamente, com as gramíneas aveia, milho e azevém submetidos à aplicação de águas residuárias de lavagem e despolpa de fruto de café pela técnica de escoamento superficial. O azevém proporcionou maior mobilidade ao  $N-NO_3^-$ , pois foram encontradas maiores concentrações na camada de

40-60cm, seguida pelo milho, cujo solo apresentou maiores concentrações na camada de 0-20cm. Notando-se, portanto, que o acúmulo e a mobilidade do nitrato em solos plantados dependem da cultura utilizada.

#### 3.4.1.2. Remoção de N em *wetlands* construídos

A remoção do N total em *wetlands* construídos com meios suportes tradicionais varia entre 40 e 50% com remoção de carga na faixa de 250 a 630g/m<sup>2</sup>/ano, dependendo do tipo de *wetland* e da carga afluyente (Vymazal, 2006). A principal razão para uma pobre remoção de N é a incompleta nitrificação devido à limitada disponibilidade de oxigênio no meio filtrante (Vymazal 2002).

O processo responsável pela remoção pode diferir em magnitude entre os sistemas (Vymazal, 2006). Os *wetlands* construídos de simples estágio não alcançam alta remoção de N total devido à sua inabilidade em fornecer simultaneamente condições aeróbias e anaeróbias. Elevadas remoções podem ser alcançadas em sistemas híbridos, nos quais as unidades de fluxo vertical promovem a nitrificação das águas residuárias e as de fluxo horizontal, a desnitrificação que é considerado o maior processo de remoção de nitrogênio em muitos tipos de *wetlands* construídos.

A maior taxa de remoção de N oxidado ocorre com uma relação  $DQO/N-NO_x^-$  maior ou igual a 5 (Sousa e Foresti, 1999).

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

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



O processo de adsorção de N é limitado em *wetlands* construídos de fluxo sub-superficial 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. Solos argilosos que são efetivos para a adsorção, geralmente não são usados nos atuais sistemas *wetlands* construídos (Vymazal, 2006).

### **3.4.2. Fósforo (P)**

O P, depois do N, é o elemento mais essencial ao desenvolvimento das plantas. Geralmente nos solos naturais brasileiros, a disponibilidade de P é baixa, havendo necessidade de aplicação de adubos fosfatados ou de medidas que estimulem a solubilização do P não lábil (indisponível) pelos microrganismos. A adição de uma grande quantidade de MO estimula a proliferação dos microrganismos solubilizadores de fosfato. Após a solubilização, uma fração do fosfato é absorvida pelas plantas e outra incorporada na biomassa microbiana (Tsukuba, 1996).

O P é encontrado no solo nas formas orgânica e inorgânica. A primeira geralmente formando complexo com a MO, e a segunda na solução do solo, prontamente disponível para absorção pelas plantas ou para ser adsorvida às partículas do solo ou de colóides (P lábil e não lábil).

A fração lábil está em equilíbrio com a solução do solo e encontra-se na superfície dos colóides de Fe e Al. Nesta forma, o P passa facilmente para a solução do solo e pode ser absorvido pelas plantas. Quando não lábil, encontra-se dentro dos polímeros do mineral, é o P fixado, ou seja, não disponível (van Raij, 1991), representando de 90% a 95% do P presente nos solos naturais (Cassini, 2006).

Em solos ácidos, a quantidade de P inorgânico na solução do solo é muito baixa, sendo mais comum uma concentração de 0,03ppm ou mg/L, que corresponde a um teor crítico abaixo do qual as plantas não absorvem mais fósforo. A faixa ótima de P inorgânico para absorção pela maioria das culturas varia de 0,3 a 3,0ppm (Cassini, 2006). Uma concentração de 0,2 a 0,3mg/L de P na solução do solo é suficiente para as culturas anuais, se essa concentração for mantida constante durante todo o ciclo da cultura (Fageria *et al.*, 2003).

As plantas absorvem preferencialmente  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ . A predominância da forma iônica depende do pH da solução. Em pH 6,0 a disponibilidade do íon  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  é de 94% e em pH 7,0 de 61%, encontrando máxima concentração em valores de pH situados entre 3,0 e 6,0 (Cassini, 2006). Acima de pH 7,0, o Ca, o Mg, e os carbonatos desses metais presentes no solo, precipitam com o P diminuindo a sua disponibilidade (van Raij, 1991). O fosfato férrico precipita melhor em pH igual a 6,3 e o fosfato de alumínio a pH igual a 5,3 (Cardoso *et al.*, 1992; Kadlec e Knight, 1996 *apud* Nogueira, 2003).

O P da solução do solo quando não absorvido rapidamente pela planta se liga principalmente ao Fe e ao Al e a alguns de seus compostos. Essas ligações gradativamente se fortalecem, tornando a disponibilidade do P quase nula para as plantas (Barros Jr, 2003).

Uma forma de se fornecer P solúvel ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) para a absorção pelas plantas e de tornar o solo um reservatório desse nutriente é a aplicação dos esgotos domésticos. Em solos utilizados como meio suporte de sistemas *wetlands* construídos o P, que não for assimilado pelos microrganismos e plantas, poderá ser acumulado no solo por meio dos processos de adsorção e precipitação.

A capacidade do solo em reter o P tem contribuído para prevenir sua lixiviação abaixo da zona radicular, podendo determinar a sustentabilidade dos cultivos que utilizam irrigação com efluentes de esgotos domésticos (Falkiner e Polglase, 1997), uma vez que o P do esgoto é altamente retido no solo (Fonseca, 2001).

O processo de adsorção do P ocorre quando há baixa concentração deste elemento na solução do solo, e o de precipitação em alta concentração (Fageria *et al.*, 2003). A presença de óxidos e hidróxidos de Fe, Al, Ca e Mg nos solos ou substratos pode melhorar a capacidade e precipitação do P formando sólidos amorfos ou insuficientemente cristalinos (Vymazal, 2006). A fração adsorvida na fase sólida do solo pode sofrer transformações para a forma orgânica e, conseqüentemente, aumentar a imobilização do P (Sakadevan e Bavor, 1998).

### 3.4.2.1. Processos de transformação e remoção de P nos sistemas *wetlands* construídos

Os processos de transformação do P nos solos dos *wetlands* são: incorporação na MO, liberação de P solúvel a partir de ácidos orgânicos produzidos pela decomposição da MO, adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, absorção pela planta, imobilização microbiana, lixiviação e mineralização (Figura 3.10).

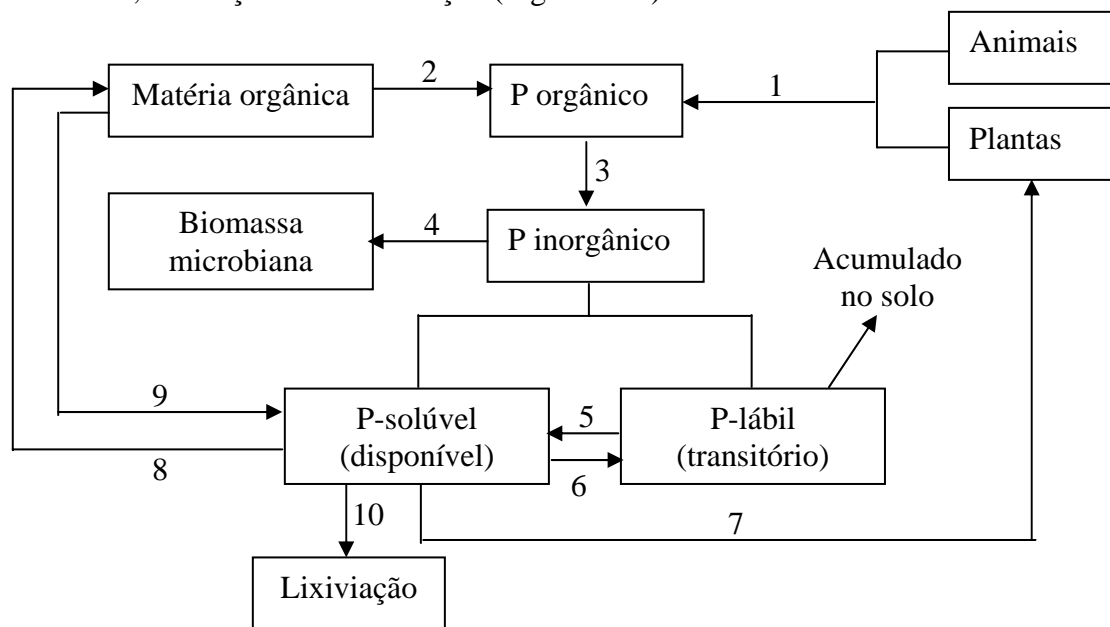


Figura 3.10. Processos de transformação de P em solos de *wetlands* construídos. adaptado de Cassini, 2006

#### Legenda

- |                             |   |
|-----------------------------|---|
| 1 e 2 – Decomposição        | 7 – Absorção pelas plantas                        |
| 3 – Mineralização           | 8 – Incorporação na MO                            |
| 4 – Imobilização microbiana | 9 – Ácidos orgânicos produzidos liberam P solúvel |
| 5 – Solubilização/dessorção | 10 – Lixiviação                                   |
| 6 – Adsorção e precipitação |   |

A remoção de P nos *wetlands* construídos acontece por meio dos processos de absorção pela planta, imobilização microbiana, adsorção no solo ou substrato e precipitação.

Em sistemas *wetlands* construídos de fluxo sub-superficial, a planta e os microrganismos são importantes para a remoção de P em curto prazo (Sakadevan e Bavor, 1998), porém, o maior potencial de remoção de P é via substrato ou solo.

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, fornece 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 (Vymazal, 2006), 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, 2006).

Em sistemas de fluxo sub-superficial 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 *wetlands* são de 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 devido à imobilização microbiana é temporária com uma taxa de circulação muito pequena. O P armazenado na biomassa microbiana retorna ao solo ou à água após a morte e decomposição dos microrganismos. Essa remoção biológica é favorecida com o aumento das concentrações de P no solo e a alternância entre as condições aeróbias e anaeróbias. A remoção de P por imobilização microbiana nos sistemas *wetlands* construídos pode variar entre 10% e 12% (Vohla, *et al.*, 2006).

Um mecanismo indireto de remoção de P é o processo de desnitrificação em solos com pequena disponibilidade de C. Nesses solos as bactérias heterotróficas desnitrificantes usam o P no lugar do C como fonte de energia durante a desnitrificação tendo como consequência a redução da quantidade de P no meio (Sakadevan e Bavor, 1998).

A remoção de P em *wetlands* construídos, geralmente, é baixa, variando entre 40% e 60%, podendo ser alta quando o substrato possuir elevada capacidade de sorção (Vymazal, 2006). Outros fatores que contribuem para uma melhor remoção deste poluente estão associados aos parâmetros de projeto e condições operacionais, tais como carga hidráulica, carga de P e frequência de aplicação da carga (Prochaska e Zouboulis, 2006).

- **Adsorção e solubilidade do P**

A adsorção de fósforo é o fenômeno no qual formas solúveis de P se tornam menos solúveis (lábeis) ou insolúveis (não lábeis) ao entrarem em contato com a fase sólida do solo (Aquino, 2004). Refere-se ao movimento do P inorgânico solúvel da solução do solo para a superfície das partículas do solo, onde ele se acumula.

A capacidade de adsorção do solo geralmente aumenta com o conteúdo de argila ou de componentes minerais. O balanço entre adsorção e dessorção mantém o equilíbrio entre a fase sólida e a solução do solo. Quando as partículas do solo encontram-se saturadas com P e a solução do solo possui baixa concentração desse elemento, há um movimento do P do solo para a solução até que haja um equilíbrio (Vymazal, 2006).

A adsorção máxima de P varia entre os solos e pode atingir valores bastante altos em solos argilosos, ricos em Fe e Al (van Raij, 1991). Os solos de várzea, como no caso de *wetlands* construídos, têm alta capacidade de adsorver P devido à presença de Fe e Al (Fageria *et al.*, 2003 e Moreira *et al.*, 2006). Em solos ácidos, a maior parte de P solúvel é adsorvido e, então, não fica disponível durante o ciclo da cultura (Fageria *et al.*, 2003), estando a sua solubilização condicionada ao aumento do pH do solo (Fonseca, 2001).

A capacidade de adsorção de P nos *wetlands*, também, é controlada pelo valor do pH do solo e respectiva área superficial de adsorção. Altos valores de pH proporcionam a redução da adsorção de P com a argila. Grande área superficial é uma característica de grãos finos e pode aumentar a adsorção do P. Contudo, esse material proporciona baixa condutividade hidráulica podendo causar a colmatação do solo (Sakadevan e Bavor, 1998).

O caráter aniônico da MO possibilita a formação de pontes de cátions com o Al, Fe e Ca a ela adsorvidos, e, por meio delas, há aderência do fósforo (Sanyal e De Datta, 1991). Porém, solos com alto teor de matéria orgânica ativa possuem baixa capacidade de adsorção de P (Fageria *et al.*, 2003) uma vez que os íons orgânicos bloqueiam os sítios de adsorção (Sakadevan e Bavor, 1998) e competem com os fosfatos por estes locais (Rodrigues *et al.*, 2006).

Material com grande conteúdo de Ca tem alta capacidade de adsorção (Prochaska e Zouboulis, 2006) formando o fosfato de Ca, cuja solubilidade aumenta com a redução do pH, enquanto a solubilidade do Al e do Fe aumenta com a elevação do pH. A maior solubilidade do P acontece em pH em torno de 6 (van Raij, 1991). Em condições anaeróbicas há dissolução de compostos de fosfatos devido à redução de  $Fe^{3+}$  a  $Fe^{2+}$  e íons de ortofosfato são liberados na coluna de água (Ann *et al.*, 2000 e Vohla *et al.*, 2006).

A capacidade de adsorção de P dos solos ou substratos depende principalmente das características físico-químicas destes materiais (Brooks *et al.*, 2000). Dependendo do substrato a capacidade de retenção de P varia de 98 a 100%. Tais substratos incluem materiais com ferro reativo e hidróxido de alumínio ou materiais calcários que podem promover a precipitação do cálcio (Prochaska e Zouboulis, 2006).

Outra fonte de solubilização do P inorgânico é a produção de ácidos inorgânicos durante o processo de decomposição da matéria orgânica que têm efeito quelante com o Ca, Mg, Fe, Al, Mn e Zn e liberam o P inorgânico solúvel (Cassini, 2006).

Os fosfatos adsorvidos ao solo não formam imediatamente ligações estáveis, permanecendo por bastante tempo, até por muitos anos, em uma forma lábil que pode retornar à solução. Com o tempo o P lábil vai aos poucos se tornando não lábil (van Raij, 1991).

- **Lixiviação**

Embora seja assumido que o P aplicado pelo esgoto é, em grande parte, retido no solo, existem estudos que mostram aumentos deste nutriente na solução, evidenciando a mobilização do P aplicado ou daquele existente no solo. Segundo Fonseca (2001), já foi observada mobilização de P em perfil de solos arenosos irrigados com esgoto.

Segundo Martinazzo (2006) citando Hannapel *et al.* (1964), a lixiviação do P no solo ocorre predominantemente em formas orgânicas. O P inorgânico tem sua mobilidade controlada pelo tipo e conteúdo de argilominerais e sesquióxidos de ferro e alumínio,

enquanto o P orgânico apresenta movimentação livre no solo como constituinte de células microbianas e outros colóides orgânicos.

Em solos arenosos com baixa capacidade de adsorção e com aplicações massivas de fontes solúveis de P, a fração inorgânica, tem maior mobilidade (Weaver *et al.*, 1988a; Weaver *et al.*, 1988b) quando estes solos estão submetidos a intensas precipitações. Em solos de granulometria menor onde o contato da água com o solo é mais demorado, a lixiviação é menor, uma vez que um maior volume de água em contato com as paredes da argila ocasiona maior adsorção de P (Simard *et al.*, 2000 *apud* Bertol, 2005).

O movimento de P em sistemas de tratamento por disposição no solo não é somente em função das propriedades do solo e da taxa de aplicação, mas também, do manejo da vegetação, uma vez que o P absorvido pelas plantas não será lixiviado, quando elas são colhidas e removidas do sistema (Fonseca, 2001).

A fração absorvida pela planta dependerá do desenvolvimento do sistema radicular, do teor de água no solo e de uma grande diferença de concentração de P entre a solução mais próxima e a mais distante da superfície das raízes. Quando as condições impostas pelo meio provocam uma diminuição do crescimento radicular ocorrerá, conseqüentemente, um decréscimo da superfície de adsorção (Ruiz *et al.*, 1988 *apud* Martinazzo, 2006).

A lixiviação de concentrações de P menores do que 10mg/L estimula o crescimento de algas (Prochaska e Zouboulis, 2006). Se um efluente com concentrações próximas ou maiores que este valor atingir um lago ou até mesmo um rio, poderá causar o fenômeno de eutrofização. Embora a legislação ambiental (Resolução CONAMA nº 357/05) não estabeleça uma concentração limite para o lançamento de P, e sim aquela que os corpos d'água devem apresentar para atender a Classe do seu enquadramento, as Deliberações estaduais limitam essa concentração em 1mg/L (Nascimento, 1998).

Para a União Européia a concentração limite para lançamento de P nos coirpos d'água varia entre 1 e 2mg/L. Porém, a norma considera as condições de assimilação do corpo d'água receptor e estabelece que o percentual mínimo de remoção de P deve ser de 80% (Directive 91/271/EEC).

### 3.4.3. pH do solo

O pH indica a condição de acidez ou de alcalinidade de um meio específico e é importante para controlar o crescimento de muitos microrganismos. Ele determina a disponibilidade ou não de nutrientes às plantas. É um dos fatores que exerce grande influência nos processos biogeoquímicos que ocorrem no interior de um reator do tipo *wetlands* construído, uma vez que as reações bioquímicas entre o complexo solo-esgoto-microrganismos são altamente dependentes desse parâmetro.

Em solos onde são aplicados resíduos biodegradáveis, inclusive o esgoto doméstico, pode haver a redução, aumento ou manutenção do pH. A redução deve-se à produção de CO<sub>2</sub> e ácidos orgânicos liberados a partir do processo de degradação da matéria orgânica (Fonseca, 2001) e ao processo de nitrificação. O aumento ocorre durante a desnitrificação que produz alcalinidade e de outros fatores como observados por diversos autores (Berton *et al.*, 1989; Fonseca, 2001; Barcelar *et al.*, 2001) tais como:

- ao elevado teor de pH do esgoto;
- a adição de cátions trocáveis e ânions do esgoto;

Apesar de o esgoto poder contribuir para a elevação do pH do solo, mais pronunciadamente em solos que recebem esgoto por vários anos, o aumento tem sido pequeno, da ordem de 0,1 a 0,8 unidade. Portanto, não é de se esperar que o bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ou certos compostos orgânicos presentes no esgoto possam substituir a prática de calagem, apesar do aumento da alcalinidade contribuir para os processos físico-químicos e biológicos que ocorrem nas camadas do solo, principalmente, ciclagem de nutrientes e redução da mobilidade de metais pesados no solo (Stewart *et al.*, 1990).

Em solos ácidos e de baixa fertilidade natural o aumento do pH, também, tem sido desprezível e de pouca importância prática com relação à disponibilidade de nutrientes (Spier *et al.*, 1999).

Segundo (Melin, 2005), a queda no pH do solo pode causar um aumento na mobilidade de metais pesados e, também, afetar a comunidade microbiana, enquanto o aumento melhora a atividade microbiana e conseqüentemente a mineralização do N. A faixa de



pH ótimo para os microrganismos nitrificantes é de 6,4 a 9,0 (Isold e Koetz 2004), e a nitrificação é acelerada em pH em torno de 7,0 (Bio Tecnologia, 2006).

Solos com pH abaixo de 4,5 indicam baixos teores de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , P e Mo e teores elevados de Al e alta fixação de P. Em pH acima de 7,5 há deficiência de micronutrientes (Ferro, zinco, manganês e boro) e excesso de sais, que podem restringir o crescimento das plantas. Geralmente valores superiores a 6,5 indicam alto teor de  $\text{Na}^+$  e possíveis problemas de permeabilidade (Santaella, 2007).

O pH do solo é considerado o fator chave para a atividade microbiana. Um aumento no pH do solo melhora a mineralização do N, enquanto que a redução pode inibir o processo porque as bactérias nitrificantes são sensíveis a ambientes ácidos.

Outro importante efeito do aumento do pH do solo é a insolubilização e precipitação do alumínio. Este elemento é muito tóxico para as plantas e ao ser precipitado sua absorção pelos vegetais é evitada. O aumento do pH dos solos é conseguido com a utilização de calcário (Peres, 2006).

#### **3.4.4. Oxigênio Dissolvido (OD)**

Nos *wetlands* construídos de fluxo vertical com aplicação intermitente de carga, o oxigênio ( $\text{O}_2$ ) é utilizado em vários mecanismos, sendo os principais: oxidação da MO, respiração microbiana, nitrificação e imobilização do P. A quantidade de  $\text{O}_2$  presente no solo é insuficiente para a realização dos processos e necessita ser suplementada, pois normalmente nos esgotos brutos e primários, os teores de OD são nulos ou próximos a zero (Pitangueira, 2006).

O suplemento de oxigênio se dá principalmente por transporte de massa e difusão (Platzer e Mauch, 1997). 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 (substrato) (Melo Jr, 2003).

Segundo Melo Jr (2003) alguns autores observaram que quantidades consideráveis de oxigênio podem ser liberadas pelo sistema radicular na rizosfera, e as medidas mais reais, podem ser obtidas em soluções com alta demanda de oxigênio.

Este mesmo autor cita que segundo Kadlec e Knight (1996), é provável que a maior parte da transferência de oxigênio a partir da atmosfera para a coluna d'água 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 microrganismos heterotróficos.

### 3.4.5. Relação C/N

A relação C/N indica o grau de decomposição da matéria orgânica, uma vez que o C é utilizado como fonte de energia para o crescimento dos microrganismos e o N é necessário para a síntese de proteínas. Essa relação, portanto, afeta a atividade microbiana que é fundamental à realização dos processos de tratamento de esgotos em sistemas *wetlands* construídos. A relação C/N, decresce à medida que os microrganismos vão consumindo o C e liberando CO<sub>2</sub> (Aquino *et al.*, 2005).

Resíduos com alta relação C/N (Magesan *et al.*, 2000):

- diminuem a condutividade hidráulica do solo;
- favorecem maior imobilização do C e do N;
- diminuem significativamente a lixiviação do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e menos pronunciadamente a do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>;
- aumentam a lixiviação do C.

Nos efluentes de esgoto tratado, a relação C/N normalmente é muito baixa, da ordem de 5/1 (Fonseca, 2001) ou até menor que 1/1 (Bouwer e Chaney 1974). Assim, espera-se que haja uma rápida mineralização do N-orgânico do esgoto no momento que atingir o solo (Fonseca, 2001). Segundo Borilli *et al.* (2005) uma relação C/N de 10,3 indica boas condições de decomposição da matéria orgânica e a conseqüente liberação de N para absorção pela planta.

### 3.4.6. Capacidade de Troca Catiônica - CTC

A CTC é a medida da capacidade de um solo em reter cátions por atração eletrostática durante os processos físico-químicos. Representa o total de cargas negativas do solo que tem capacidade em adsorver cátions trocáveis  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ ,  $\text{H}^+$  e  $\text{Al}^{3+}$ , evitando perdas por lixiviação e disponibilizando-os para as plantas (Santaella, 2007).

Com o aumento do pH do solo, as cargas negativas obrigatoriamente serão contrabalançadas por cátions trocáveis (CTC). Por outro lado, com a acidificação do meio, ou abaixamento do pH, a superfície do óxido de alumínio absorve íons  $\text{H}^+$ , ou prótons, passando a apresentar capacidade de troca aniônica (CTA) e a possibilidade de reter ânions como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ . Deve-se ressaltar que a troca de ânions aumenta com a diminuição do pH, ao contrário do que ocorre com a troca de cátions, que aumenta com a elevação do pH.

As cargas negativas do solo podem ser permanentes (existentes nas estruturas dos minerais, por esta razão, sempre operantes) ou dependentes do pH (sendo efetivas ou não) que aparecem quando o pH é elevado (Lopes e Guilherme, 1992). No desenvolvimento de cargas dependentes do pH, os íons  $\text{H}^+$  e  $\text{OH}^-$  desempenham papel importante porque são responsáveis pela transferência de cargas entre a solução e a superfície dos minerais do solo. As cargas negativas e positivas podem ocorrer simultaneamente no solo. São dependentes da concentração salina, aumentando com ela, e da valência dos contraíons.

O solo pode apresentar CTC efetiva ou potencial, também conhecida como “valor de T”. A primeira corresponde a CTC do pH atual do solo, enquanto a segunda refere-se àquela que o solo pode alcançar em pH 7,0.

Altos valores de bases de cátions ( $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ ) aumentam o pH do solo e caracterizam o solo como orgânico (Armstrong, 1997). Se grande parte da CTC for ocupada por cátions potencialmente tóxicos ( $\text{H}^+$  e  $\text{Al}^{3+}$ ), o solo é caracterizado como pobre (Santaella, 2007), ou seja, não fértil. Falkiner e Smith (1997) *apud* Fonseca, (2001) observaram que a irrigação com efluentes de esgoto doméstico aumentou a CTC efetiva do solo devido à substituição do íon  $\text{H}^+$  na superfície das argilas por cátions

trocáveis ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ ) e  $\text{HCO}_3^-$  que colaboram para a diminuição dos teores de alumínio (Fonseca, 2001).

### 3.4.7. Matéria Orgânica

A MO é a principal responsável pela CTC dos solos. Ela atua como reservatório de nutrientes (ex: cálcio, magnésio e potássio) melhorando o seu aproveitamento pelas plantas, amenizando assim, as perdas para as camadas mais profundas do solo. Os benefícios promovidos ao solo pela adição da MO podem ser (Silva, 2005):

- mineralização de nutrientes para a absorção pelas plantas;
- aumento da CTC com conseqüente melhora na capacidade tampão do solo;
- melhoria na estrutura do solo (estado de agregação das partículas);
- maior capacidade de absorção e armazenamento de água;
- melhoria na aeração;
- contribui, também, para o incremento da atividade biológica e favorece o desenvolvimento do sistema radicular, o que explica as crescentes produções.

A MO fornece carbono como fonte de energia para os microrganismos, promovendo a ciclagem de nutrientes; interage com metais, óxidos e hidróxidos metálicos, atuando como trocador de íons e estocadores de nitrogênio, fósforo e enxofre (Schnitzer, 1991 *apud* Martinazzo, 2006). Outra característica da MO é a liberação de ácidos orgânicos durante sua decomposição, que podem complexar o Al monomérico ou se ligar às cargas elétricas dos óxidos de ferro e alumínio, diminuindo assim, os sítios de adsorção de P (Haynes e Mokolobate, 2001 *apud* Martinazzo, 2006).

Nos esgotos domésticos, a MO é encontrada em solução, representada pelos sólidos orgânicos dissolvidos (rapidamente biodegradáveis), e em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis). A fração em solução é utilizada diretamente pelas bactérias heterotróficas - principais responsáveis pela redução da DBO nos sistemas de leitos cultivados (Valentim, 2003). A fração em suspensão é solubilizada pelo mecanismo da hidrólise, realizado pela atuação de enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalisadoras nas reações de oxidação (Metcalf e Eddy, 1991).

Nos sistemas *wetlands* construídos os principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica são os microrganismos (aeróbios, facultativos e anaeróbios) que a utiliza em seu ciclo vital, obtendo dela a energia necessária para síntese celular, mobilidade, transporte de materiais e outras funções.

A matéria orgânica solúvel ou suspensa é removida pela degradação microbiana. Esses microrganismos são geralmente associados ao lodo ou película que se desenvolve na superfície das partículas do solo e da planta.

#### 3.4.7.1. Carbono Orgânico Total - COT

O COT engloba uma expressiva fração de matéria orgânica humificada, a qual atua basicamente na estabilidade de microagregados (Costa *et al.*, 2004a). A adição deste elemento pela aplicação do esgoto ou a produção no solo pelas bactérias autotróficas, tem sido o principal fator no aumento das taxas de desnitrificação, desde que supra de energia as bactérias desnitrificadoras (Fonseca, 2001).

Solos com menores teores de C indicam que a transformação da MO ocorre de forma mais rápida, tal fato sugere que o solo é mais susceptível a degradação (Fontana, *et al.*, 2001).

A mineralização do C necessita de grande quantidade de N para satisfazer as necessidades dos microrganismos. Se os teores de N são baixos a decomposição é pequena e a mineralização somente é estimulada com entradas de N (Armstrong, 1997).

Após a mineralização uma grande quantidade de carbono distribuída abaixo do solo é rapidamente retornada à atmosfera pelas raízes e respiração microbiana. Uma fração de carbono fotosintetizado é retida na biomassa microbiana depois do crescimento da planta (Lu *et al.*, 2004).

Tem sido comum o aumento nos teores de COT em solos usados para a disposição de águas residuárias, mais pronunciadamente naqueles que vêm recebendo estes resíduos por um longo período (Fonseca, 2001). Estes incrementos podem ser comprovados pelo aumento da biomassa microbiana proporcionado pela adição da MO facilmente

decomponível (Friedel *et al.*, 2000). Por outro lado, a taxa de decomposição da MO pode ser muito elevada, ocasionando a redução nos teores de COT (Falkiner e Smith, 1997).

#### **3.4.8. Biomassa microbiana**

A biomassa microbiana é a fração viva da matéria orgânica do solo e contém de 1% a 5% do N total e de 2 a 5% do COT do solo (Moreira e Siqueira, 2002; Smith e Paul, 1990). Perez *et al.* (2005) consideram o percentual de COT entre 1% e 4%. Apesar de representar um pequeno percentual de N do solo, a biomassa microbiana é um reservatório de nutrientes para as plantas. É, também, indicadora sensível das mudanças que ocorrem no solo por ser a principal responsável pelas transformações da matéria orgânica, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia do solo (Jenkinson e Ladd, 1981).

A biomassa é responsável por quantidade significativa do N potencialmente mineralizável, pois, quanto maior o conteúdo de N na biomassa microbiana, mais rápida será a sua ciclagem (Anderson, 2003). A liberação ou imobilização dos nutrientes depende da dinâmica dos microrganismos e da eficiência deles na utilização do carbono (Baudoin *et al.*, 2003).

A biomassa microbiana responde rapidamente à adição de C e de N aplicados ao solo, determinando a decomposição da matéria orgânica, a relação C:N, a mineralização e a imobilização de nutrientes (Hatch *et al.*, 2000). Uma menor taxa de decomposição implica na imobilização do N na biomassa microbiana (Perez *et al.*, 2005) que ocorre quando existe excesso de carbono (Gallo, 2003), podendo imobilizar de 100kg a 600kg de N/ha.

A atividade microbiana (medida pelo carbono liberado como CO<sub>2</sub>, na oxidação de compostos orgânicos por organismos aeróbios do solo, que utilizam o O<sub>2</sub> como acceptor final de elétrons) e sua densidade estão associadas ao pH, a relação C:N, a saturação de bases, a toxidez, a umidade, a temperatura e a presença de oxigênio.

Valores de pH de estresse expõem os microrganismos a efeitos diretos - a partir do aumento das concentrações de íon de hidrogênio ( $H^+$ ) e, secundários - pela toxicidade de outros elementos ou moléculas (Wennman, 2004). Incrementos de compostos facilmente decomponíveis (baixa relação C/N) via aplicação do esgoto aumentam a atividade da biomassa microbiana que é normalmente reduzida em altas temperaturas devido à limitada disponibilidade de água. Nas condições de umidade de ponto de murcha ou de saturação essa atividade decresce rapidamente (Wennman, 2004). Pode, também, ser inibida por altas concentrações de sais e pela toxicidade do crômio (Martines, 2005).

A qualidade e a quantidade dos resíduos adicionados ao solo influenciam a atividade microbiana. O esgoto, por exemplo, quando aplicado no solo pode estimular ou inibir essa atividade (Pontes, 2002).

A irrigação com esgoto tem o potencial de modificar os processos de transformação do N e também do C, por manter o solo com umidade adequada que estimula a atividade microbiana na decomposição da matéria orgânica. Pode, também, aumentar a taxa de decomposição da MO e ocasionar redução nos teores de C e N nos solos (Falkiner e Smith, 1997). O aumento na atividade microbiana tem sido justificado pelo acúmulo de matéria orgânica rica em frações lábeis próximas à superfície do solo (Vargas e Scholles, 2000).

A relação entre a atividade microbiana e o C da biomassa fornece o quociente metabólico ( $qCO_2$ ) que é indicativo da eficiência dos microrganismos em liberar o  $CO_2$  para a atmosfera ou imobilizá-lo em sua estrutura como C lábil. O C imobilizado será disponibilizado quando demandado pela planta ou, em solos não plantados, após a morte dos microrganismos. O  $qCO_2$  possibilita quantificar de forma mais clara e com menor variabilidade a atividade microbiana (Aquino *et al.*, 2005).

Valores de  $qCO_2$  baixos indicam alta atividade específica por unidade de biomassa, enquanto altos valores significam baixa eficiência da atividade microbiana do solo e microrganismos sob estresse ambiental (Coser, 2006).

Define-se como biomassa eficiente aquela que libera menos carbono em forma de CO<sub>2</sub> pela respiração, e incorpora carbono em sua constituição aumentando a massa microbiana (Aquino *et al.*, 2005).

### 3.4.9. Salinização e Sodificação dos Solos

Alguns dos problemas de se aplicar esgoto doméstico para tratamento em solos estão relacionados com a salinização e a sodificação, uma vez que os esgotos apresentam concentrações médias de sais solúveis e altas concentrações de Na<sup>+</sup> (Balks, *et al.*, 1998) que, quando não lixiviados, são acumulados no solo.

A salinização impede a absorção da água pelas plantas interferindo no seu desenvolvimento e conseqüentemente na produção de grãos. A sodificação leva a dispersão coloidal provocando a diminuição da permeabilidade e da aeração do solo, inibindo o desenvolvimento do sistema radicular com conseqüente perda da produtividade. Além disso, reduzem a capacidade de absorção de nutrientes e de causar toxidez às plantas (Paganini, 1997 *apud* Santaella, 2007)

Os sais solúveis do solo são constituídos principalmente dos cátions Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> e Na<sup>+</sup> e dos ânions Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-</sup>. O cátion K<sup>+</sup> e os ânions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se encontram em menores quantidades (Menezes *et al.*, 2006). Maiores concentrações de sais na solução do solo podem ocorrer se a quantidade de esgoto aplicada somada à precipitação não for muito maior que a evapotranspiração (Santos, 2004).

Os cátions Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> predominam na solução do solo e no complexo de troca de cátions. Quando existe acúmulo de sais solúveis nos solos, geralmente Na<sup>+</sup> passa a ser o cátion predominante na solução, devido ao deslocamento e conseqüente precipitação do Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> (Richard, 1954). As altas concentrações de sais no esgoto usado para irrigação, portanto, podem desencadear o processo de substituição dos íons Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> pelo íon Na<sup>+</sup>, causando a impermeabilização do solo e toxidez a níveis letais às plantas pelo conseqüente aumento do pH (Santaella, 2007).

Em condições de solo sódico podem ocorrer deficiências de cálcio e de outros nutrientes, devido ao pH elevado e aos altos teores de bicarbonatos, que limitam a



solubilidade de muitos minerais do solo, alterando a concentração de nutrientes na solução do solo e, deste modo, a sua disponibilidade para as plantas (Costa *et al.*, 2005).

A salinidade e a sodicidade dos solos são normalmente expressas pela Condutividade Elétrica (CE), Percentual de Sódio Trocável (PST), pH e pela Razão de Adsorção de Sódio (RAS). A classificação dos solos quanto à salinidade elaborada pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos e descrita por Richard (1954), encontra-se na Tabela 3.9.

Tabela 3.9. Classificação dos solos quanto à salinidade, com base na CE, PST e pH (Richard, 1954).

Solo	CE (dS/m)	PST (%)	pH
<b>Normal</b>	< 4	< 15	< 8,5
<b>Salino</b>	> 4	< 15	< 8,5
<b>Sódico</b>	< 4	> 15	< 8,5
<b>Salino-Sódico</b>	> 4	> 15	> 8,5

Esse mesmo laboratório (“U.S. Salinity Laboratory Staff”) desenvolveu outra classificação para solos contaminados com sais (Tabela 3.10) e um diagrama para avaliação do risco de salinização e sodificação da água de irrigação (Figura 3.11) com base em valores limites de CE e RAS.

Tabela 3.10. Classificação dos solos quanto a salinidade, com base na CE e RAS.

Solo	CE (dS/m)	RAS (mmol <sub>c</sub> /L)
<b>Normal</b>	< 4	< 13
<b>Salino</b>	> 4	< 13
<b>Sódico</b>	< 4	> 13
<b>Salino-Sódico</b>	> 4	> 13

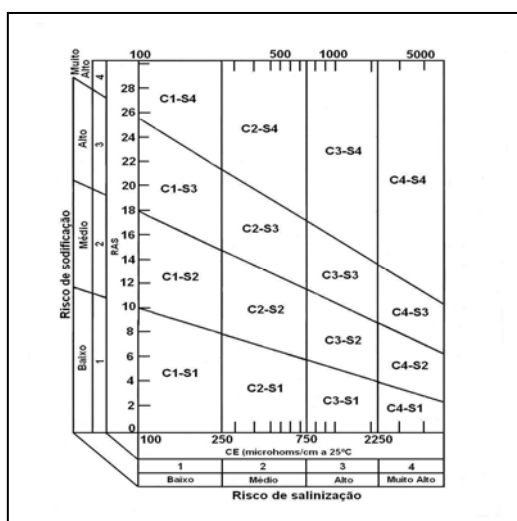


Figura 3.11. Diagrama de classificação da água de irrigação do “U.S. Salinity Laboratory Staff”.

O diagrama é utilizado para avaliar o efeito da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo, que cresce com o aumento da salinidade (CE) e decresce com o aumento da sodicidade (RAS) e/ou decréscimo da salinidade do solo. A porção relativa de sódio, em relação a outros sais, pode ser expressa adequadamente em termos da RAS.

A sodificação prevalecerá se os teores de  $\text{Na}^+$  forem muito superior aos teores de  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  e em níveis de CE dos solos muito baixos (Santos *et al.*, 2006). Essa situação poderá levar à dispersão coloidal, com conseqüente redução da porosidade do solo, impedindo a percolação adequada do esgoto.

Outro problema que o excesso de sais pode causar é o aumento do potencial osmótico do solo, tornando-o mais negativo, dificultando a absorção de água e nutrientes pelas plantas dos *wetlands* construídos (Gruszynski, 2002) com conseqüente interferência no seu desenvolvimento.

#### 3.4.9.1. Condutividade Elétrica (CE)

A CE é um indicativo da concentração de sais ionizados na solução do solo. Em solo com valores de CE superiores a 4 dS/m, podem ocorrer decréscimos na permeabilidade e acentuar o problema de concentração de sais (Silva, 2005), reduzindo a produção de grãos.

Fonseca (2001) relata que valores de CE elevados têm sido comuns em solos irrigados com esgoto. Este efeito é mais pronunciado na camada superficial e pode ser atribuído a dois fatores: 1) a evaporação da superfície do solo que leva ao acúmulo de sais; 2) a exposição do subsolo à contínua lixiviação e substituição dos sais na periferia da zona úmida, a qual, normalmente tem apresentado aumento na concentração de sais. Entretanto, este mesmo autor, cita que Day *et al.* (1979) e Stewart *et al.* (1990) observaram diminuição da salinidade de solos naturais salinos e daqueles que receberam esgoto tratado como conseqüência da lixiviação e absorção de sais pela plantas (árvores).

Nos solos ácidos, o mecanismo de lixiviação promove a retirada de cátions básicos do perfil do solo não proporcionando o acúmulo de sais. A ausência da lixiviação pronunciada promove o acúmulo de sais no solo, o que agrava com a irrigação uma vez que a água utilizada sempre carrega sais para o solo (Santos, 2004)

#### 3.4.9.2. Percentual de Sódio Trocável (PST)

O PST (Equação 3.2) é um índice que mede a proporção de  $\text{Na}^+$  adsorvida no complexo de troca de Cátions do solo:

$$PST = \frac{Na_t}{CTC} \times 100 \quad (\text{Equação 3.2})$$

Na qual:  $\text{Na}_t$  – sódio trocável ou adsorvido, em  $\text{mmol}_c/\text{dm}^3$  ou  $\text{mmol}_c/\text{kg}$ ;

CTC – Capacidade de troca catiônica do solo, em  $\text{mmol}_c/\text{dm}^3$  ou  $\text{mmol}_c/\text{kg}$ .

Altos valores de PST indicam elevada concentração de  $\text{Na}^+$  trocável e baixa relação Ca/Mg ( $< 0,50$ ). Solos com características semelhantes a estas não são recomendados para a aplicação de efluentes (Santaella, 2007).

#### 3.4.9.3. Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

O risco de salinização e sodificação do solo pode ser definido com base no índice de RAS, o qual relaciona as concentrações de  $\text{Na}^+$  com as de  $\text{Ca}^+$  e  $\text{Mg}^+$  (Equação 3.3) na água de irrigação e em extratos aquosos do solo.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (\text{Equação 3.3})$$

As concentrações de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  são expressas em milomol por litro (mmol/L).

As concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  nos efluentes tratados normalmente são semelhantes às encontradas na água de irrigação. O aumento das concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$

reduz o valor da RAS melhorando a qualidade da água de irrigação e do solo. Porém, os íons  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{CO}_3^{2+}$  podem aumentar o risco de sodicidade do esgoto em consequência da precipitação de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) (Santos, 2004).

Em solos de boa qualidade, é desejável ter o  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  como os principais cátions trocáveis e somente percentuais abaixo de 5% de  $\text{Na}^+$ . Valores de RAS entre 10 mmol/L e 12 mmol/L são considerados críticos à estrutura de muitos solos (Santaella, 2007). Para Paganini (2003) *apud* Santaella (2007), “valores de RAS superiores a 15mmol/L são inaceitáveis, embora alguns tipos de solos sejam menos sensíveis e são capazes de suportar valores maiores sem problemas”.

#### **3.4.10. Condutividade hidráulica ( $K$ ) e colmatção do solo**

O decréscimo da condutividade hidráulica do meio filtrante de *wetlands* construídos pode ser consequência da colmatção física ou biológica. Esses dois processos ocorrem sequencialmente ou simultaneamente nas diferentes profundidades do solo.

A colmatção física é geralmente atribuída à fixação de material suspenso ou coloidal nos poros do solo, enquanto a biológica ou microbiana deve-se à acumulação das células e resíduos da produção de polímeros extracelulares (Magesan *et al.*, 2000). Segundo estes autores outros estudos têm demonstrado claramente que as células bacterianas podem reduzir drasticamente a  $K$  de um meio poroso.

Os microrganismos utilizam nutrientes e fontes de energia encontradas no solo e excretam produtos metabólicos pela degradação da MO, e estes podem causar a colmatção do solo. Geralmente, o grau de colmatção é correlacionado com o número de bactérias no perfil do solo (Magesan *et al.*, 2000).

Magesan *et al.* (1999) observaram que a redução da  $K$  do solo, quando irrigado com esgoto com alta relação C/N (50/1), está associada a aumentos da biomassa microbiana e deposição de carbono extracelular. Esse aumento da biomassa microbiana pela maior imobilização pode acelerar o processo de colmatção do solo.

Vários estudos têm mostrado que a aplicação do esgoto no solo diminui a sua permeabilidade. Quando se aplica esgoto com alta relação C/N, o N é imobilizado e o C está presente em excesso no solo. Isto resulta na baixa disponibilidade do N mineral e alta deposição do C extracelular e, conseqüentemente, espera-se que haja o bloqueio dos poros do solo que resultará na redução da infiltração e em um menor potencial de lixiviação do nitrato.

Em esgoto com baixa relação C/N, o N será mineralizado e o C assimilado resultando em alta concentração de N mineral e no aumento no potencial de lixiviação do nitrato, mas haverá pouca produção de C extracelular para reduzir a *K* do solo (Magesan *et al.*, 1999).

O tamanho e a distribuição dos grãos, também, têm importância determinante sobre a porosidade e a *K* do solo, sendo clara a maior interferência desses fatores no processo de colmatação. Segundo Platzer e Mauch (1997), De Vires (1972) observou que em areia grossa as concentrações de oxigênio retornam aos valores iniciais mais rapidamente do que em areia fina. Este mesmo autor constatou a forte influência do suprimento de oxigênio sobre a colmatação do meio filtrante que outros fatores tais como as cargas orgânicas e de sólidos, especialmente as não degradáveis podem causar a colmatação do solo.

A influência da temperatura sobre a colmatação do solo é controversa. Altas temperaturas resultam em elevadas atividade biológica e taxas de crescimento. Por outro lado, isto resulta em uma rápida degradação da matéria orgânica nos poros do solo que são preenchidos com alto conteúdo de biomassa.

Outra controversia é o ciclo de intermitência da aplicação de cargas hidráulicas. Vários autores observaram que a intermitência nos ciclos é melhor para a aeração do solo e conseqüente degradação da matéria orgânica. Porém, a manutenção do solo em condições abaixo das aeróbias é vista como uma possibilidade de controle do processo de colmatação (De vires, 1972 *apud* Platzer e Mauch, 1997).

Segundo Blazejewski e Murat-Blazejewska (1997) as principais causas da colmatação do solo ou substrato são:

- Existência de pequenos poros no material filtrante (partículas não agregadas finas e não uniformidades elevadas);
- acumulação de sólidos suspensos nos poros do solo ou substrato;
- crescimento microbiano no meio com temperaturas relativamente altas;
- Entupimento dos poros devido à geis inorgânicos, principalmente de dissolução de Ca de material calcário;
- peptização dos colóides do solo e colapso de macroporos entre os agregados;
- Precipitação e deposição de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) em baixos valores de pH;
- Falta de limpeza com velocidades de infiltração baixas.

A colmatação, tanto da camada superficial como dos poros do solo, consiste em produtos da decomposição anaeróbia como os polissacarídeos e poliuronides (secreção excessiva de urina) e/ou compostos orgânicos inalterados quando as baixas temperaturas retardam a decomposição (Blazejewski e Murat-Blazejewska, 1997). Contudo, para Watson e Danzig (1993), a principal causa da colmatação é a formação do biofilme na superfície das partículas do solo, que pode ser facilmente controlada pelas quantidades de esgoto aplicado e período de descanso.

## 4. METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida na Estação de Tratamento de Esgoto de Brasília – ETEB Norte, da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. Os experimentos foram conduzidos a partir de três sistemas compostos por 6 (seis) unidades, 3 (três) plantadas (*wetlands* construídos) e 3 (três) sem planta (controles), totalizando 18 (dezoito) unidades experimentais em escala reduzida. Esses sistemas foram operados sob regime de fluxo não saturado, com diferentes taxa de aplicação hidráulica (Tabela 4.1) sujeitas aos acréscimos das precipitações pluviométricas e com alimentação intermitente.

Tabela 4.1. Taxas de aplicação hidráulica ( $q_h$ ) e identificação das unidades experimentais dos sistemas.

Sistema	Q (L/d)	$q_h$ (cm/d)	Repetições – Identificação		
			R1	R2	R3
1	10	4	T1P-R1	T1P-R2	T1P-R3
			T1C-R1	T1C-R2	T1C-R3
2	20	8	T2P-R1	T2P-R2	T2P-R3
			T2C-R1	T2C-R2	T2C-R3
3	40	15	T3P-R1	T3P-R2	T3P-R3
			T3C-R1	T3C-R2	T3C-R3

**Obs:** T1P, T2P e T3P – Tambor com planta (*wetland* construído) do sistema 1, 2 e 3; T1C, T2C e T3C – Tambor sem planta (controle) dos sistemas 1, 2 e 3.

As unidades experimentais foram representadas por bombonas plásticas cilíndricas com capacidade de 200 litros, altura de 0,87m, diâmetro interno de 0,60m e com área superficial de 0,26m<sup>2</sup>. A escolha desse tipo de material foi em função do seu custo e da sua capacidade de resistência ao peso do meio suporte saturado.

Os sistemas 1, 2 e 3 foram operados simultaneamente com taxas de aplicação hidráulica constante diária, respectivamente, de 4cm/d, 8cm/d e 15cm/d e alimentação intermitente. Os volumes foram aplicados nas segundas, quartas e sextas-feiras, durante os dez meses de operação, inclusive no período chuvoso, ficando os outros dias em descanso.

A vazão máxima de aplicação (40L/d) foi estabelecida considerando-se um *per capita* de 140L/hab.dia e uma área de 1m<sup>2</sup> por pessoa, recomendado por Cooper (1999) para a obtenção da nitrificação do efluente em sistemas de fluxo sub-superficial vertical. proporcionalmente para uma área e 0,26m<sup>2</sup>, a taxa de aplicação empregada foi de 15cm/d.

Como o meio suporte possuía um teor de material fino elevado, foram estabelecidas duas taxas de aplicação menores com a finalidade de observar o quanto a taxa máxima influenciaria na eficiência do tratamento e na colmatação do substrato (solo modificado).

O arroz foi escolhido como cultura auxiliar no tratamento, por ser cultivável em várzeas e solos argilosos bem drenados (Edvaldo *et al.*, 2003), por apresentar um sistema radicular que atinge em média 40cm de profundidade e por possuir grandes quantidades de pêlos radiculares que são importantes para absorção dos nutrientes e, também, por gerar benefícios financeiros com a comercialização dos grãos produzidos.

#### **4.1 MONTAGEM DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS**

A montagem dos sistemas envolveu três estágios:

##### **1. Construção dos sistemas experimentais**

Nos tambores foram feitos orifícios com diâmetros de 10 e 40mm onde se inseriram, respectivamente, os bicos metálicos e as tubulações de drenagem do esgoto tratado. Nos bicos metálicos, acoplaram-se os piezômetros para as medidas das perdas de carga que eram fixadas em uma peça de madeira e alinhados em ordem crescente do primeiro ao último piezômetro.

As tubulações de drenagem funcionavam individualmente (em paralelo), porém eram interligadas por tubulações principais, com extremidades vedadas por capes, que coletavam os efluentes descartados de todas as unidades experimentais (Figura 4.1). Estas unidades eram apoiadas em plataformas de madeira sustentadas por pequenos pilares de tijolo.





Figura 4.1. Disposição das unidades experimentais na plataforma de madeira.

A área superficial da tubulação de drenagem, localizada no interior do tambor, era perfurada com orifícios de 10mm, espaçados a 50mm ao longo de seu comprimento. Na área externa da tubulação, foram acoplados órgãos acessórios como torneiras plásticas multiuso de 125mm (1/2”) e registros do tipo esfera. Os primeiros coletavam os efluentes tratados e escoavam a água no momento da medida da perda de carga, enquanto os segundos serviam para descarte dos esgotos aplicados após tratamento.

Nas proximidades da plataforma de apoio das unidades experimentais, foi instalado em um nível mais elevado um reservatório de fibra de vidro com capacidade de 500 litros, no qual foram acopladas três tubulações em PVC: duas com diâmetros de 50mm, uma para descarte do esgoto no momento da lavagem do reservatório e a outra para manter um nível de água constante no momento da medida da perda de carga e uma de 187mm (3/4”) para alimentação das unidades dos sistemas experimentais.

A tubulação de alimentação foi acoplada uma mangueira plástica, para coletar o esgoto em um regador com capacidade de 10L e descartá-lo nas áreas superficiais dos tambores. O procedimento de alimentação foi manual por simplicidade operacional e porque a construção de um sistema mecânico demandava tempo não disponível.

A alimentação do reservatório foi feita por uma bomba monofásica submersível de rotor aberto, com capacidade para recalcar, no mínimo, 7m.H<sub>2</sub>O, instalada na saída do decantador primário.

Um desenho esquemático dos sistemas experimentais incluindo, captação, reservatório de distribuição e tubulações de descarte é mostrado na Figura 4.2.

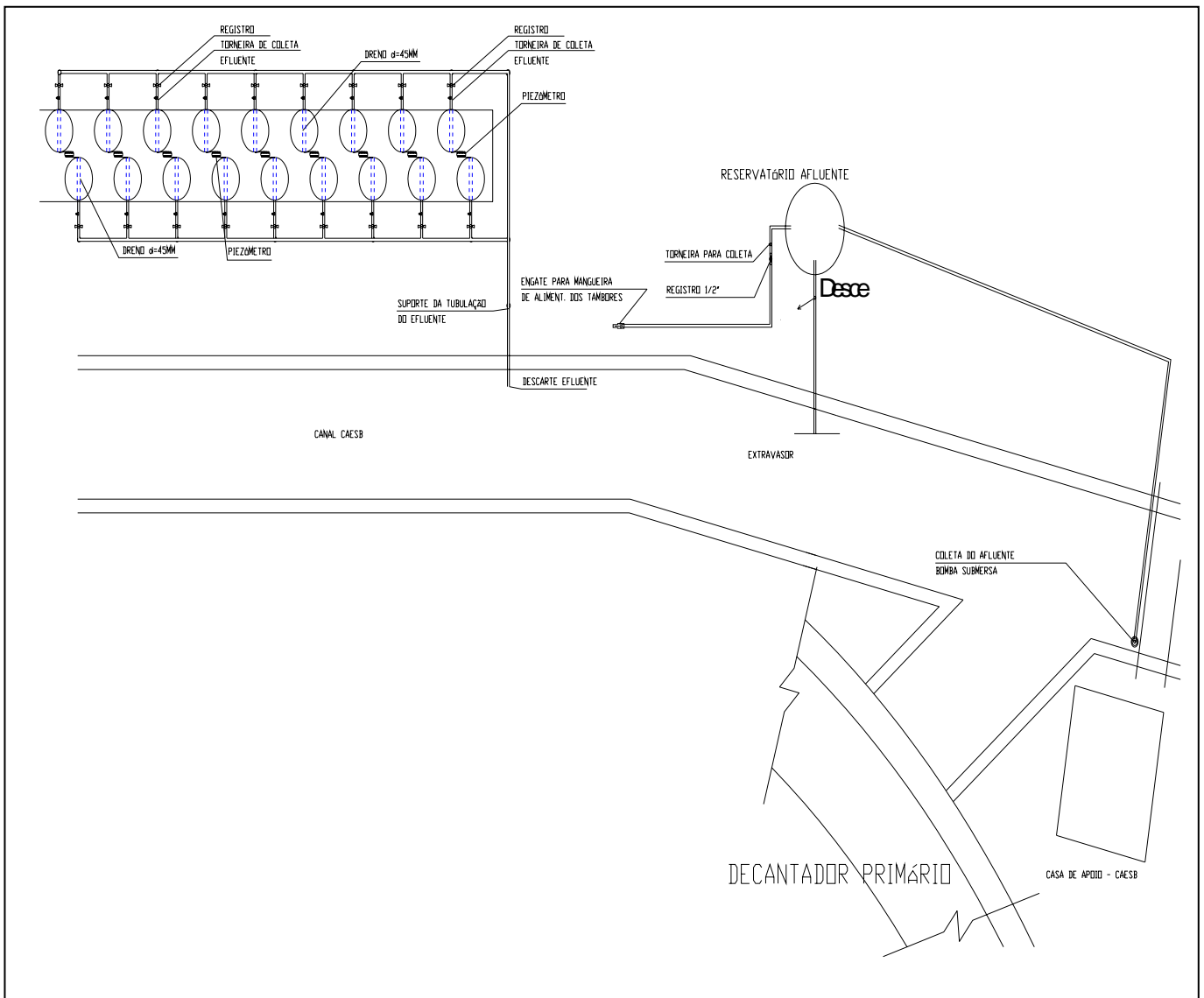


Figura 4.2 Desenho esquemático dos sistemas experimentais.

## 2. Preenchimento dos tambores com o solo:

Em cada unidade experimental foram colocados, em média, 270Kg de solo, contendo uma mistura de 90kg de areia média e 60kg de Latossolo Vermelho-Amarelo e de 40 ou 50 litros de água para umedecimento do solo. É importante ressaltar que o volume da água dependia da temperatura ambiente no momento da mistura.

O solo após a mistura na devida proporção e umidade (Figuras 4.3 a 4.5) foi pesado (Figura 4.6) e colocado nos tambores, em camadas com o mesmo peso (30 kg) que

receberam uma energia de acomodação a partir de uma altura fixa (Figura 4.7), a fim de evitar o fluxo do esgoto por caminhos preferenciais. Esse procedimento foi igual para todas as camadas de solo.



Figura 4.3. Mistura dos solos secos após pesagem.



Figura 4.4. Umedecimento do solo após mistura.



Figura 4.5. Umedecimento do solo.



Figura 4.6. Pesagem do solo úmido antes de colocá-lo no tambor.



Figura 4.7. Aplicação de uma energia para acomodação do solo.

Uma camada de 0,55m de solo foi colocada sobre os sistemas de drenagem, cujas tubulações eram envolvidas com bidim e cobertas por camadas de seixos de granulometria média de 0,10m e tela de nylon com abertura de 1,2mm. Sobre a tela colocou-se uma camada de areia grossa lavada de com espessura de 0,02m, para evitar que o solo fino atingisse o bidim. Foram deixando 0,20m de altura acima da camada superficial do solo para a aplicação do esgoto e 0,05m de borda livre.

Sobre a camada superficial do solo foi colocada uma camada fina de seixos (0,03cm), com a finalidade de evitar a ressuspensão do solo pela aplicação do esgoto e pela água da chuva.

### 3. Plantio e transplântio da cultura do arroz para das unidades *wetlands* construídos

O arroz (*Oryza sativa L.*) foi semeado na Estação Biológica da UnB, em um canteiro de 5,0 x 0,80 x 0,10m, deixando-se 0,01m de borda livre, para evitar perdas de solo e de água durante a irrigação. Antes da semeadura, o canteiro foi adubado com o N:P:K (4:14:8). Após a semeadura, o solo foi saturado para facilitar a germinação. Em cada cova foram colocadas 7 (sete) sementes, a uma profundidade de aproximadamente 1,0cm.

A água de irrigação foi proveniente do sistema de abastecimento público e, para manter a umidade do solo próxima à capacidade de campo, o canteiro foi irrigado duas vezes por dia. A germinação ocorreu 9 (nove) dias após a semeadura e as mudas foram transplantadas 25 (vinte e cinco) dias após a germinação (Figura 4.8).



Figura 4.8 Planta do arroz 25 dias após a germinação.

Nos sistemas tradicionais de plantio de cultura, o espaçamento entre uma cova e outra geralmente é de 20 x 30cm. Nos sistemas experimentais, como a área era pequena e circular não foi possível adotar essas medidas, optando-se, então, por um espaçamento, aproximadamente, de 15 x 15cm o qual poderia fornecer alta densidade de raízes. Foram feitas 12 (doze) covas e em cada uma delas transplantou-se 5 (cinco) plantas de arroz, totalizando 60 plantas por tambor, o equivalente a uma densidade, aproximadamente, de 214 plantas/m<sup>2</sup> (Figura 4.9).



Figura 4.9. Unidade experimental *wetland* construído após o transplântio da plantas do arroz.

#### **4.2. PRÉ-TRATAMENTO DO ESGOTO AFLUENTE AOS SISTEMAS**

A escolha do pré-tratamento do esgoto é de grande importância para o bom desempenho do solo (meio suporte) no tratamento, uma vez que esgotos com alto teor de sólidos, poderá proporcionar sua rápida colmatação. O pré-tratamento mínimo recomendável é o primário. Acima desse nível, dependerá da composição do esgoto a ser tratado e da capacidade de remoção do sistema *wetland* construído, em relação aos vários constituintes do esgoto, bem como dos objetivos paramétricos pretendidos.

Nesta pesquisa, optou-se pela utilização de esgoto primário devido ao fato do meio suporte (solo) possuir um alto teor de material fino e a aplicação de um esgoto com elevada quantidade de sólidos poderia causar a sua rápida colmatação.

### 4.3. MONITORAMENTO DOS SISTEMAS

O monitoramento dos processos, que ocorrem no interior do solo dos reatores (*wetlands* construídos e controles), foi realizado por meio de análises de amostras do esgoto afluente e dos efluentes produzidos, bem como de análises dos solos utilizados como substratos (meios suportes).

A partir dos dados obtidos foram estudados os seguintes mecanismos:

- **Remoção de nutrientes, matéria orgânica, sais e patógenos:** Investigada por meio das análises de DBO, SST, CE, pH, alcalinidade, N total, nitrato, amônio, P total e coliformes termotolerantes.
- **Salinização e sodificação do solo:** avaliados com base na condutividade elétrica (CE), Percentual de Sódio Trocável (PST), Razão Adsorção de Sódio (RAS) e valores de pH.
- **Transformações do nitrogênio no solo e nitrificação do efluente:** avaliada a partir de análises do N total, amônio, nitrato e N imobilizado nos microrganismos, em amostras dos solos retirados nas profundidades de 0-5cm e 5-20cm e, também, da análise do N total alocado para os grãos do arroz.
- **Fertilização dos solos:** verificada a partir das análises dos solos, por meio dos seguintes parâmetros: Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K), Sódio (Na), Alumínio (Al), Acidez total (H + Al), Capacidade de troca catiônica (CTC), Saturação de alumínio (% Al), Saturação de Bases (% V), Carbono orgânico (C), Matéria orgânica (MO), Fósforo (P) e Nitrogênio (N).
- **Capacidade de degradabilidade da matéria orgânica:** A partir da respiração microbiana, avaliada pela técnica da respiração basal.
- **Colmatação do solo (substrato):** O processo de colmatação foi avaliado, medindo-se as perdas de cargas dos solos em diferentes profundidades e calculando-se a

condutividade hidráulica, a partir da equação de Darcy (Equação 4.1). Foi empregada, também, a técnica de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para a observação da formação do biofilme nas raízes e nas partículas dos solos.

***Equação de Darcy:***

$$Q = KA \frac{(h_1 - h_2)}{L} \quad (\text{Equação 4.1})$$

Na qual: Q – vazão constante que passa pelo unidade experimental (L<sup>3</sup>/T);

K – condutividade hidráulica (L/T);

A – área da seção transversal do tambor (L<sup>2</sup>);

h<sub>1</sub> e h<sub>2</sub> – carga hidráulica nos piezômetros 1 e 2 (m);

L – Distância que a água percorre no meio suporte, entre os piezômetros 1 e 2 (m).

As possíveis colmatações superficiais foram observadas medindo-se as perdas de cargas nos primeiros 10cm (camadas de 0-10cm) dos solos, a partir de 2 piezômetros: um localizado a 1cm acima e outro a 10cm abaixo da superfície do solo. Nas camadas internas (10-20 e 20-30cm), assim como nas camadas superficiais, as perdas de cargas foram medidas observando-se as diferença dos níveis de água nos referidos piezômetros.

Essas medições foram realizadas saturando-se o solo com água não clorada (de reuso) e mantendo-se a vazão de entrada constante e igual à de saída. As diferenças entre os níveis de água dos piezômetros indicaram as perdas de cargas nos solos.

Para tal procedimento, os solos foram saturados com fluxo ascendente a baixas taxas de aplicação, a fim de garantir o maior grau de saturação possível, evitando-se a formação de bolhas de ar no seu interior, pois elas poderiam mascarar os resultados das medições.

***Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV):*** A observação da formação do biofilme nas amostras de solo e raízes, por meio da técnica de microscopia eletrônica de varredura (MEV), seguiu os procedimentos descritos por Alberts *et al.* (1997).

A MEV forneceu fotografias da formação do biofilme em amostras coletadas nas camadas de 0-5cm dos solos e em amostras de raízes antes e após a aplicação dos esgotos para tratamento.

A preparação das amostras de solos e das raízes foi realizada a partir dos seguintes protocolos:

**Fixação:** Esta é uma das etapas mais importantes para a microscopia eletrônica, pois preserva a estrutura do tecido de maneira que as alterações provocadas pelas etapas posteriores (desidratação ao ponto crítico, metalização e bombardeamento com feixe de elétrons) sejam minimizadas. A fixação é realizada com a solução de Karnovsky (mistura de 2% glutaraldeído, 2% paraformaldeído e 3% de sacarose em uma solução tampão de cacodilato de sódio a 0,05M).

**Desidratação:** Este procedimento foi necessário para retirar toda a umidade da amostra porque o Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) trabalha sob vácuo e a presença da água pode danificar o aparelho. A desidratação das amostras de solos foi feita com sílica e a das raízes com acetona.

As amostras de solo foram montadas sobre suportes metálicos (*stubs*) e colocadas junto com a sílica em placas de petri de vidro tampadas por um período de 24h para absorver a umidade.

As amostras das raízes foram desidratadas em concentrações de 30%, 50%, 70% e 100% de acetona (P.A. – A.C.S.  $(\text{CH}_3)_2 \text{CO}$ ), ficando por 15 minutos em cada uma delas.

As amostras de solo foram desidratadas ao ponto crítico, que se refere a certas condições de temperatura, as quais elas devem ser submetidas para que suas fases líquida e gasosa coexistam. No aparelho de ponto crítico modelo CDD 030 (Balzers), a acetona líquida é substituída por  $\text{CO}_2$  em seu estado líquido (temperatura entre 3 °C e 4 °C). A secagem ao ponto crítico ocorre pela simples passagem do  $\text{CO}_2$  do estado líquido para o gasoso, sem a formação de tensão superficial e, portanto, sem provocar deformações no material. Após a desidratação ao ponto crítico, as amostras foram



montadas nos suportes metálicos (stubs) e levadas ao MEV para observação e retirada das fotografias.

**Metalização:** Esta etapa consiste em uma cobertura de superfície com ouro durante 60 segundos, num processo realizado no aparelho Sputter Coater Modelo SCD 050 (Balzers) para a eletrização das amostras.

**Bombardeamento com feixes de elétrons:** Essa etapa consiste na retirada das fotografias. Após a preparação, as amostras foram levadas ao microscópio para observação.

#### 4.3.1. Monitoramento da qualidade dos efluentes

A qualidade dos efluentes produzidos pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos três sistemas foi monitorada por um período de 9 (nove) meses, equivalente a dois ciclos da cultura de arroz. Neste período, pôde-se observar o desempenho dos sistemas nas estações seca e chuvosa. O primeiro ciclo teve duração de 5 (cinco) meses, contados a partir do transplântio da cultura e o segundo, 4 (quatro) meses, porque a planta foi cortada para rebrota e não se desenvolveu adequadamente.

A freqüência de amostragem foi quinzenal, com um total de 38 (trinta e oito) amostras mensais dos efluentes, 12 (doze) para cada sistema e 2 (duas) do esgoto afluente que era proveniente do decantador primário. No final dos 9 (nove) meses de operação e monitoramento, coletaram-se 342 amostras dos efluentes (108 para cada sistema) e 18 do esgoto afluente (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Quantidade de amostras coletadas durante os nove meses de monitoramento dos sistemas.

Sistema	Nº de leitões	Nº de pontos de coleta em cada leito	Nº de coletas mensais	Nº de coletas no período
1	6	1 na saída	12	108
2	6	1 na saída	12	108
3	6	1 na saída	12	108
DP		1 entrada (afluente aos sistemas)	2	18
Sub-total			38	342

O monitoramento do esgoto afluente e dos efluentes foi iniciado uma semana após o início da operação dos sistemas e os seguintes parâmetros foram analisados: Sólidos Suspensos Totais (SST), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo total (P total), Nitrogênio total (N total), Nitrato ( $\text{NO}_3$ ), Amônia ( $\text{NH}_3$ ), Coliforme termotolerantes, pH, Alcalinidade total e Condutividade Elétrica (CE).

Para as análises físico-químicas foram coletadas amostras simples dos afluentes e efluentes. Em cada unidades *wetlands* construídos e controles de cada sistema coletava-se 1 (uma) amostra dos efluentes produzidos. Para as análises bacteriológicas as amostras foram compostas, ou seja, cada 1/3 do volume do recipiente de coleta era ocupado pelo afluente produzido por cada uma das três repetições das unidades experimentais. O procedimento de coleta foi igual nas unidades *wetlands* construídos e controles dos 3 (três) sistemas.

Os frascos de coleta das amostras para a realização das análises físico-químicas foram de plástico não autoclavável (Figura 4.10), por não haver a necessidade de esterilização quando se trata desse tipo de análise. Os frascos e as tampas foram lavados com detergente isento de fosfato, com o auxílio de escovas adequadas e, enxaguados com água corrente.



Figura 4.10. Coleta da amostra do efluente tratado.

Houve, também, uma limpeza adicional com solução de ácido crômico (35mL de solução saturada de dicromato de sódio em um litro de ácido sulfúrico). Após tal procedimento, os frascos e tampas foram enxaguados novamente com água corrente e, posteriormente, com água destilada.

Os frascos de coleta das amostras para a análise bacteriológica eram de vidro. Após a esterilização com óxido de etileno, os frascos foram estocados durante 12 horas, antes do uso, para que todos os traços dos gases se dissipassem. Estes frascos, contendo 0,1mL de tiosulfato de sódio a 10% e 0,3mL de EDTA a 15%, foram autoclavados por 30 minutos a uma temperatura de 121°C.

O procedimento de coleta, preservação das amostras e análises foi realizado com base nas recomendações e métodos do “*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*” (APHA-AWWA-WPCF, 1985).

#### **4.3.2. Monitoramento da qualidade do solo**

As amostras de solo foram coletadas antes da aplicação do esgoto para tratamento, no final do primeiro ciclo da planta do arroz na camada de 0-5cm e no final do segundo ciclo nas camadas de 0-5cm e 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles.

No momento da coleta das amostras, escavou-se o solo de toda a camada e misturou de forma a garantir a melhor homogeneização possível. Após esse procedimento, coletaram-se 500g de cada camada (0-5cm e 5-20cm) de todas as unidades experimentais.

Os solos coletados foram colocados em sacos plásticos devidamente identificados e foram transportados para os laboratórios, onde foram armazenados em refrigerador até o momento das análises.

As análises dos parâmetros de fertilidade do solo e CE foram realizadas pelo laboratório da empresa Solo Química. A metodologia de análise seguiu os procedimentos do “Manual de Métodos de análise química para avaliação da fertilidade do solo” da EMBRAPA.

As análises do N total, nitrato, amônio e N e C microbiano que foram realizadas nos Laboratório de Microbiologia e no de Química do Solo da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), da Universidade de Brasília (UnB).

Os procedimentos de todas as análises de solos realizadas nos laboratórios da UnB foram descritos nesta metodologia por se tratar de um assunto de uma área a fim (Agronomia) que não é comumente utilizado pelos profissionais do curso de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da UnB.

#### 4.3.2.1. Nitrogênio da biomassa microbiana

O nitrogênio da biomassa microbiana foi calculado pelo método de fumigação e extração (Brookes *et al.*, 1985; Vance *et al.*, 1987). As amostras foram passadas em peneiras com abertura de 8mm para retirar os fragmentos de raízes e restos vegetais. Em seguida, pesou-se sub-amostras (triplicatas) de 20g de solo colocando-se aquelas não fumigadas em vidros grandes e as que passaram pelo processo de fumigação em vidros pequenos (Figura 4.11).

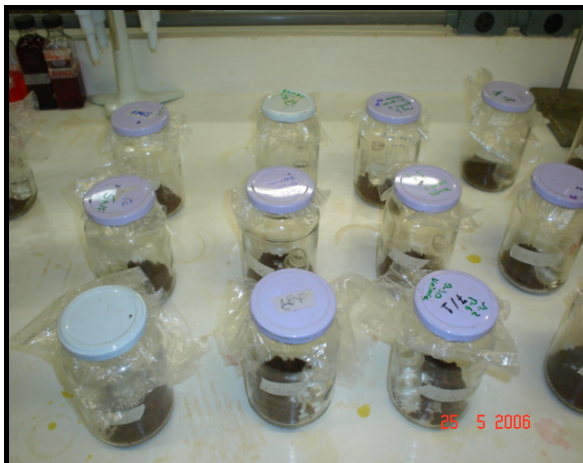


Figura 4.11. Incubação das amostras de solo para posterior extração da solução utilizada nas fases de digestão e destilação.

As umidades das amostras foram corrigidas para 80% da capacidade máxima de retenção de água no solo (capacidade de campo) e incubadas por 7 (sete) dias em local escuro a uma temperatura de 25°C, para o equilíbrio do solo com a água adicionada. No sexto dia após a incubação, as amostras a serem fumigadas foram para o dessecador contendo clorofórmio livre de álcool. Após 24h, todas elas (fumigadas e não fumigadas) foram submetidas ao processo de extração de N.

A extração do N foi feita colocando-se 70mL de sulfato de potássio -  $K_2SO_4$  0,5M (174g de  $K_2SO_4$ /2L de  $H_2O$  destilada), com pH ajustado entre 6,5 a 6,8, nos vidros contendo os solo, que foram para o agitador a uma velocidade de 150rpm por 40

minutos contínuos. Após agitação, as amostras ficaram decantando por mais ou menos 30min e, em seguida, o sobrenadante foi filtrado em papel filtro. Posteriormente, retiraram-se alíquotas de 20mL e estas foram transferidas para tubos de vidro, contendo 1g de mistura catalítica (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; CuSO<sub>4</sub> e selênio em pó, na relação 1:0,1:0,01) e 3mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Em seguida, fez-se a digestão a 80°C por uma noite, 150°C por 1h e 30min e 300°C durante 3 horas.

A destilação foi feita com 20mL de hidróxido de sódio - NaOH 40% (400g de NaOH/L de H<sub>2</sub>O destilada), recolhendo o destilado em erlenmeyer de 50mL, contendo 10mL de ácido bórico (H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>) a 2%. Procedeu-se então a titulação com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0025N (2,5 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1N/L de H<sub>2</sub>O destilada).

***Mistura catalítica:***

Sulfato de cobre ou cúprico (CuSO<sub>4</sub>) = 10g

Sulfato de potássio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) = 100g

Selênio em pó = 1g

O nitrogênio microbiano foi calculado pela Equação 4.2:

$$N \text{ da biomassa} = N_F - N_{NF} \cdot K_{EN}^{-1} \quad (\text{Equação 4.2})$$

Na qual:

N<sub>F</sub> e N<sub>NF</sub> - são as quantidades totais de nitrogênio liberado dos solos fumigados e não fumigados, respectivamente;

K<sub>EN</sub> - é uma constante e representa a proporção do nitrogênio da biomassa microbiana que é mineralizada (Wardle, 1994).

4.3.2.2. Carbono da biomassa microbiana (C<sub>BMS</sub>)

As análises para determinação do C<sub>BMS</sub> do solo foram realizadas pelo método de fumigação e extração, proposto por Vance *et al.* (1987). Após a extração (mesmo procedimento utilizado para o N da biomassa microbiana), foram retirados 8mL dos extratos de cada amostra e colocados em tubos de digestão. Nos tubos adicionaram-se 2mL da solução de dicromato de potássio a 66mM (19,616 g de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>/L de H<sub>2</sub>O

destilada) e 15mL da solução de ácido fosfórico com ácido sulfúrico (Solução 2:1 de  $H_2SO_4/H_3PO_4$ ). Os tubos foram levados ao bloco digestor, a 100°C por 30 minutos. Após esse período, o conteúdo de cada tubo foi transferido à temperatura ambiente para uma proveta de 50mL e completado o volume com água destilada. A proveta foi lavada com água destilada, entre a transferência de uma amostra e outra. O volume foi transferido da proveta para erlenmeyer de 125mL, onde foram adicionadas 7 gotas do indicador ferroína e, em seguida, procedeu-se a titulação com a solução de sulfato ferroso amoniacal, em bureta de 50mL. O ponto de viragem foi observado pela mudança da coloração verde para vermelho.

***Solução de ácido fosfórico com ácido sulfúrico (Solução 2:1 de  $H_2SO_4/ H_3PO_4$ ):*** Em um balão volumétrico imerso em gelo foram adicionados, lentamente, 400mL de ácido sulfúrico e 200 mL de ácido fosfórico, nessa ordem.

***Solução de sulfato ferroso amoniacal:*** Em um balão volumétrico misturou-se, ácido sulfúrico  $H_2SO_4$  0,4 M (22,3 mL/1000mL de  $H_2O$  destilada) e sulfato ferroso amoniacal (13,053 g/L da solução de  $H_2SO_4$ ).

***Padronização da Solução de sulfato ferroso amoniacal:*** Foram pipetados 3mL da solução de dicromato de potássio a 66mM em um erlenmeyer de 125mL, juntamente com 50mL de água destilada, 15mL de ácido sulfúrico concentrado e 4 gotas do indicador ferroína. Procedeu-se a titulação com sulfato ferroso amoniacal, utilizando-se bureta de 50mL.

***Indicador ferroína:*** Foram adicionados em balão volumétrico 0,695g de sulfato ferroso heptahidratado e 1,485g de O-fenantrolina monohidratada, dissolveu e completou o volume para 100mL com água destilada.

*Normalidade Real (NR)* (Equação 4.3)

$$NR = \frac{\text{volume(mL)de } K_2Cr_2O_7 \times \text{Molaridadede } K_2Cr_2O_7}{\text{volumegastodesulfatoferrosoamoniacalheptahidratado}} \quad (\text{Equação 4.3})$$

*Fator de correção(fc)* (Equação 4.4)

$$fc = \frac{NR}{NT} \quad \text{(Equação 4.4)}$$

#### 4.3.2.3. Nitrogênio total do solo

A análise do nitrogênio total do solo seguiu o método Kjeldahl. Antes de iniciar as análises do solo, foi necessário o preparo dos reagentes e confecção da curva padrão.

- **Reagentes**

**Ácido bórico a 2%:** Em um balão volumétrico foram colocados 20g de ácido bórico em 80mL de água destilada misturando-se até a dissolução do sal. Em seguida, foram acrescentados 15mL de verde bromocresol e 6mL de vermelho metila, ambos a 0,1% em meio alcoólico (álcool etílico). Posteriormente, completou o volume para um litro com água destilada e adicionaram-se algumas gotas de hidróxido de sódio 0,1N (4g de NaOH/L de água destilada), até que a solução ficasse na cor vinho.

**Mistura catalítica:** Foram pesados 20g de sulfato de potássio ( $K_2SO_4$ ) e mascerados (triturar). Em seguida, acrescentou-se 2g de  $CuSO_4 \cdot 5H_2O$  e mascerou novamente.

**Acido sulfúrico 0,03N:** Foram pipetados 1mL de ácido sulfúrico a 1N (frasco branco da merck) e diluídos em 320mL de água destilada.

- **Solução padrão**

Preparou-se a solução padrão de 100ppm de Nitrogênio (0,4719g N/1000mL) para confeccionar a curva padrão, utilizando-se sulfato de amônio. Transferiram-se 0, 20, 40 e 60mL desta solução para diferentes balões volumétricos de 100mL e completou os volumes até os 100mL com água destilada. Em seguida, acrescentaram-se algumas gotas (mais ou menos 3 gotas) de clorofórmio para evitar a contaminação por microrganismos.

Pipetaram-se 5mL de cada solução (0, 20, 40 e 60mL) de trabalho para tubos de análise de Nitrogênio que foram levados ao destilador (Figura 4.12). A destilação foi realizada, adicionando-se na cubeta do destilador 20mL de NaOH a 50% (500g de NaOH por litro de água destilada). O extrato (amônia concentrada) foi coletado em erlenmeyer de 50mL, contendo 10mL de ácido bórico a 2% até o volume de mais ou menos 30mL. Os extratos foram titulados com ácido sulfúrico a 0,03N. Com os dados obtidos na titulação traçou-se a curva, realizando-se às análises dos resultados.



Figura 4.12. Destilador – aparelho utilizado para análise do N total do solo.

- **Procedimento de análise da amostra do solo**

Foram pesados 0,2g das amostras de terra fina seca ao ar livre (TFSA), macerados (quebrar), passados em peneiras de 0,50mm e colocados em tubo próprio para análise de nitrogênio, juntamente com 0,8g de mistura catalítica e 3mL de ácido sulfúrico concentrado. Em seguida, essa mistura foi agitada e colocada no bloco digestor a 335°C. Após 45 minutos desligou o equipamento e depois de 1h esfriando, adicionou 1ml de água oxigenada ( $H_2O_2$  – peróxido de hidrogênio) para completar a digestão. Os tubos foram levados ao destilador onde foram adicionados 20mL de NaOH a 50% (500g de NaOH por litro de água destilada) lentamente para evitar explosão. O extrato (amônia concentrada) produzido foi coletado em erlenmeyer de 50mL contendo 10mL de ácido bórico a 2% até o volume de mais ou menos 30mL. Este extrato foi posteriormente titulado com ácido sulfúrico a 0,03N. Com a quantidade de mL utilizada na titulação foi obtida a equação de regressão que determinou a curva padrão.



#### 4.3.2.4. Capacidade de degradação da matéria orgânica/Respiração basal

A respiração microbiana foi calculada pela metodologia de Alef e Nannipieri (1995). As amostras foram divididas em sub-amostras (triplicatas) de 20g de solo com umidades corrigidas para 80% da capacidade máxima de retenção de água e foram colocadas em frascos de vidro herméticos de 500mL contendo um frasco de vidro pequeno com 10mL de hidróxido de potássio - KOH 0,3M (16,8g de KOH/L de H<sub>2</sub>O) e, então, incubadas por sete dias. Posteriormente, para quantificar o CO<sub>2</sub> liberado durante a incubação, adicionaram-se 3mL de cloreto de bário - BaCl<sub>2</sub> 20% (50g de BaCl<sub>2</sub>/250mL de H<sub>2</sub>O destilada) nos frascos contendo KOH e transferiu-se o conteúdo dos frascos para erlenmeyers de 100mL onde foram colocadas três gotas do indicador fenolftaleína a 0,1% (2,8g/100mL de álcool etílico a 95%), antes de proceder a titulação com ácido clorídrico - HCl 0,1N (10mL de HCl/L de H<sub>2</sub>O destilada). O ponto de viragem é indicado pela mudança da coloração da solução de rosa para leitoso.

A quantidade de CO<sub>2</sub> liberado foi calculada pela diferença entre o número de mols de KOH inicial, e o daquele KOH que reagiu com o HCl 0,1N.

#### 4.3.2.5. Nitrato e amônio no solo

Amostras de 2g de terra fina seca ao ar (TFSA) solo foram maceradas e passadas em peneiras de 0,50mm. O solo foi colocado, juntamente com 10mL de KCl a 1N (74,5g de KCl/L de H<sub>2</sub>O destilada), 0,2g de óxido de magnésio (MgO) e uma quantidade mínima de liga de devarda. O destilado foi recolhido em um becker contendo 20 mL da solução de ácido bórico até um volume de 40mL. A titulação foi feita com KCl a 0,005 N (50mL de uma solução de 0,1N por litro de água destilada). O resultado obtido foi expresso em amônio e nitrato (Nitrogênio mineral).

As concentrações de amônio foram obtidas, procedendo-se como descrito anteriormente, sem a adição da liga de devarda. Por diferença encontrou-se a concentração de nitrato da amostra.

**Solução de ácido bórico:** Pesaram-se 20g de ácido bórico em balão volumétrico e dissolveram-se em 700mL de H<sub>2</sub>O destilada. Foram adicionados 200mL de etanol e 20mL da solução indicadora e completou o volume para um litro.

**Solução indicadora:** 0,33g de verde bromocresol  
0,165g de vermelho de metila  
500mL de etanol.

Obs: As soluções de ácido bórico e indicadora podem ser conservadas em geladeira.

#### **4.4. DELINEAMENTO ESTATÍSTICO**

O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com três repetições, em esquema fatorial 3 x 2, com 3 tratamentos (taxas de aplicação do efluente de 4cm/d, 8cm/d e 15cm/d) e 2 blocos (plantado - *wetlands* construídos e sem planta – Controles), totalizando 18 unidades experimentais. A escolha desse delineamento deveu-se à utilização de um único tipo de solo recebendo diferentes taxas de aplicação do esgoto.

A disposição das unidades experimentais foi designada por sorteio. A diferença entre dois blocos só pode ser explicada pelo tratamento quando eles são inicialmente iguais. Para a formação de blocos tão iguais quanto possível é fundamental que as unidades dos tratamentos sejam sorteadas. Isso é o que os estatísticos chamam de casualização que foi formalmente proposta por Fisher na década de 1920. A casualização foi realizada tomando-se uma unidade e jogando-se uma moeda: quando ocorreu “cara” a unidade foi designada para o bloco *wetlands* construídos e quando ocorreu “coroa” para o bloco dos controles.

Como o material experimental (solo modificado) tinha pouca variabilidade, ou seja, era homogêneo, e não se dispunha de informações estatísticas de experimentos anteriores, dispensou-se o uso de fórmulas para o cálculo da quantidade de repetições. Do ponto de vista estatístico, é sempre desejável que os experimentos tenham grande número de repetições, mas como há limitação de recursos financeiros, optou-se por três repetições para cada tratamento. A análise estatística dos dados foi realizada por meio da variância e do teste de comparação de médias (Tukey 5%) utilizando o programa SISVAR (Ferreira, 2000).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os sistemas foram operados por dez meses e o monitoramento da qualidade do esgoto afluente e dos efluentes teve duração de nove meses. Ao longo desse período, as unidades *wetlands* constituídos (plantados) e controles (sem planta) produziram pequenas quantidades de lodo e efluentes com qualidade satisfatória para lançamento em corpos d'água receptores.

### 5.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO E DO ESGOTO AFLUENTE

O solo utilizado como substrato no tratamento do esgoto afluente aos sistemas era arenoso com teores de argila e de silte, respectivamente, de 5% e 3%, como pode ser observado pela sua composição granulométrica (Tabela 5.1). Era um solo não fértil, levemente ácido e com baixa salinidade (Tabela 5.2).

Tabela 5.1. Composição granulométrica do solo utilizado como substrato das unidades *wetlands* constituídos (com planta) e controles (sem planta) dos sistemas.

<b>Tipo material</b>	<b>% do material</b>
Pedregulho grosso	0,0
Pedregulho médio	2,7
Pedregulho fino	12,4
Areia grossa	15,3
Areia média	31,6
Areia fina	29,8
Silte	3,1
Argila	5,0

Tabela 5.2. Características químicas do solo utilizado como meio filtrante do esgoto nas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas.

Elemento	Valor percentual ou concentração
Carbono orgânico (g/kg)	4,30
Matéria orgânica (g/kg)	7,40
Saturação de Alumínio (% Al)	7,00
Saturação de base (% V)	36,0
Valor T ou CTC (cmol/dm <sup>3</sup> )	3,92
Acidez trocável = H + Al (cmol/dm <sup>3</sup> )	2,50
Valor S (cmol/dm <sup>3</sup> )	1,42
Alumínio (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,10
Cálcio (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,90
Magnésio (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,40
Potássio (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,10
Sódio (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,02
Fósforo (mg/kg)	0,50
N total (mg/Kg)	340
pH	5,3
CE (µmhos/cm)	100

O teor de umidade desse solo era de 18,30% e 22,88%, considerada baixa. Para a realização das análises, a umidade do solo foi corrigida para 80 e 100% da sua capacidade de retenção de água (capacidade de campo).

O esgoto afluyente aos sistemas 1, 2 e 3 se caracterizava (Tabela 5.3) pela:

- Salinidade média, em razão dos valores da CE encontrarem-se na faixa entre 250 e 700 µmhos/cm;
- concentração média de matéria orgânica, medida pela DBO cujos valores eram menores do que 2,3 vezes a média do esgoto bruto que, segundo von Sperling (1996), é de 350mg/L;
- Predominância do N na forma amoniacal;
- Alcalinidade representada por bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), devido ao valor do pH ser menor do que 8,4.

Tabela 5.3. Características do esgoto afluente às unidades dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Parâmetro	1º ciclo					2º ciclo				
	Min	Méd	Max	Desv pad	Var	Min	Méd	Max	Desv pad	Var
Turbidez (NTU)	84,40	<b>102,29</b>	113,00	8,93	79,69	94,70	<b>104,24</b>	116,00	7,34	53,85
SS (mg/L)	86,00	<b>113,91</b>	140,00	15,57	242,49	102,00	<b>114,57</b>	134,00	10,63	112,95
DBO (mg/L)	113,00	<b>150,45</b>	199,00	30,30	918,22	87,00	<b>152,00</b>	188,00	35,21	1239,50
DQO (mg/L)	371,00	<b>482,10</b>	585,00	69,47	4825,43	453,00	<b>548,56</b>	688,00	77,74	6042,87
N T otal (mg/L)	31,11	<b>44,87</b>	52,30	6,62	43,81	-	-	-	-	-
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	17,30	<b>31,62</b>	45,70	7,82	61,14	34,80	<b>39,72</b>	44,20	3,62	13,09
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	0,00	<b>0,19</b>	0,36	0,16	0,02	0,00	<b>0,00</b>	0,00	0,00	0,00
P total (mg/L)	3,32	<b>8,61</b>	13,30	2,73	7,44	6,20	<b>10,26</b>	12,20	1,90	3,62
C. E. (µmhos/cm)	538,00	<b>606,00</b>	701,00	58,37	3704,60	585,00	<b>637,21</b>	696,00	39,63	1570,32
Alcalinidade (mg/L)	97,80	<b>136,08</b>	184,40	24,82	615,88	97,80	<b>133,80</b>	159,60	20,69	428,12
pH	6,81	<b>7,13</b>	7,40	0,20	0,04	7,17	<b>7,29</b>	7,38	0,08	0,01

Obs: N° de amostras do afluente: 1º ciclo = 10 e 2º ciclo = 8

## 5.2. REMOÇÃO DE NUTRIENTES (P e N)

A remoção de nutrientes pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 foi satisfatória, pois ambas produziram efluentes com qualidade de tratamento terciário.

As eficiências médias de remoção de P e N variaram, respectivamente, de 95,6% a 99,6% e de 88,3% a 93,3%. Sendo, portanto, bastante superiores às requeridas para remoção de nutrientes em tratamento secundário que varia entre 10% e 50% (von Sperling, 1996). Segundo Metcalf e Eddy (1991), a eficiência de remoção de P em tratamento biológico secundário varia entre 10% e 30%, enquanto a do N total em tratamento convencional é menor do que 30%. A remoção de N em tratamento biológico depende dos processos de transformação atuantes, ou seja, a desnitrificação pode remover de 90 a 95% do nitrato e a assimilação dos microrganismos de 40 a 70% de N amoniacal.

O desempenho dos *wetlands* construídos (com planta) e controles (sem planta) na remoção tanto de P total quanto de N total foi semelhante. Não houve uma variação significativa nas eficiências médias de remoção que comprovasse que os primeiros, pela presença das plantas que requerem certa quantidade destes nutrientes para o seu desenvolvimento, removem maiores quantidades destes nutrientes que os segundos.

O tipo de meio suporte (solo) foi o fator preponderante na remoção dos poluentes, incluindo o P e o N, uma vez que suas características químicas, principalmente a CTA e a CTC proporcionaram o acúmulo e a transformação, quando possível, destes nutrientes no solo.

A lixiviação foi dificultada e não houve interferência da precipitação pluviométrica nesse processo, uma vez que, no período chuvoso (Dez/05 a Mai/06), as concentrações nos efluentes foram aproximadamente nulas.

### **5.2.1. Fósforo (P) total**

Os principais mecanismos de remoção do P nos sistemas estudados foram de adsorção e precipitação. A adsorção/retenção foi proporcionada pela redução dos valores de pH dos solos, como consequência dos processos de nitrificação e decomposição da matéria orgânica (Ernani *et al.*, 1996), associados à predominância do P na forma ortofosfato ( $\text{HPO}_4^{-2}$ ) no esgoto doméstico. Essa retenção foi possível porque os solos ácidos têm capacidade de acumular maior quantidade de ânions do que de cátions (Elbachá, 1989). Adicionalmente, os processos de imobilização microbiana e assimilação (absorção) pelas plantas (nos *wetlands* construídos) contribuíram para a redução da concentração de P do esgoto.

Com a predominância desses processos, as frações de P lixiviadas para os efluentes foram insignificantes (Tabela 54).

As pequenas frações lixiviadas, possivelmente se deveram àquelas referentes ao P orgânico que apresenta movimentação livre no solo por ser constituinte de células microbianas e outros colóides orgânicos (Martinazzo, 2006), pois os valores de pH dos solos reduziram e em solos ácidos a maior parte do P inorgânico é adsorvida.

Tabela 5.4. Concentrações médias de P total afluente (esgoto) e efluentes  $\pm$  desvio padrão e eficiências de remoção das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Concentrações efluentes de P (mg/L) e eficiências de remoção (%)							
		1º Ciclo (Dez/05-Abr/06)				2º Ciclo (Mai/06-Ago/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
1	4	0,05 $\pm$ 0,09	<b>99,42</b>	0,07 $\pm$ 0,10	<b>99,19</b>	0,36 $\pm$ 0,13	<b>96,49</b>	0,33 $\pm$ 0,17	<b>96,78</b>
2	8	0,08 $\pm$ 0,15	<b>99,07</b>	0,03 $\pm$ 0,02	<b>99,65</b>	0,45 $\pm$ 0,07	<b>95,61</b>	0,08 $\pm$ 0,04	<b>99,22</b>
3	15	0,03 $\pm$ 0,04	<b>99,65</b>	0,04 $\pm$ 0,04	<b>99,53</b>	0,09 $\pm$ 0,04	<b>99,12</b>	0,22 $\pm$ 0,11	<b>97,86</b>
Concentração afluente de P (mg/L)		<b>8,61 <math>\pm</math> 0,67</b>				<b>10,26 <math>\pm</math> 1,10</b>			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto afluente.

Ao longo do primeiro ciclo da cultura do arroz, os três sistemas apresentaram desempenhos semelhantes. A remoção de P na maior parte do período foi praticamente de 100%, independente do estado de cobertura do solo, se plantado (*wetlands* construídos) ou sem planta (controles). No segundo ciclo, houve um pequeno acréscimo nas concentrações efluentes (Figuras 5.1 a 5.3), porém elas não excederam a concentração limite (1mg/L) para lançamento em corpos d'água, estabelecida pelas Deliberações Estaduais e aquele estabelecido pela União Européria que varia entre 1 e 2mg/L (*Directive 91/271/EEC*).

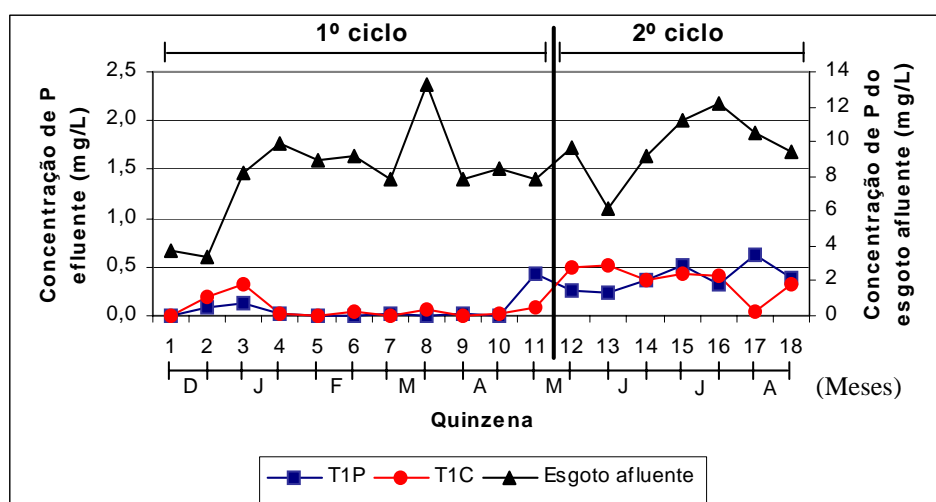


Figura 5.1. Concentrações médias de P afluente (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1, no período de Dez/05-Ago/06.

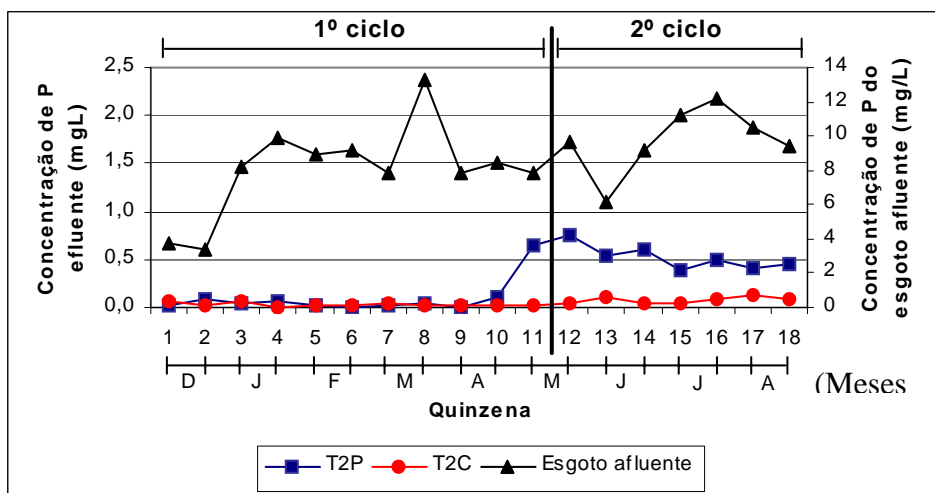


Figura 5.2. Concentrações médias de P afluentes (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2, no período de Dez/05-Ago/06.

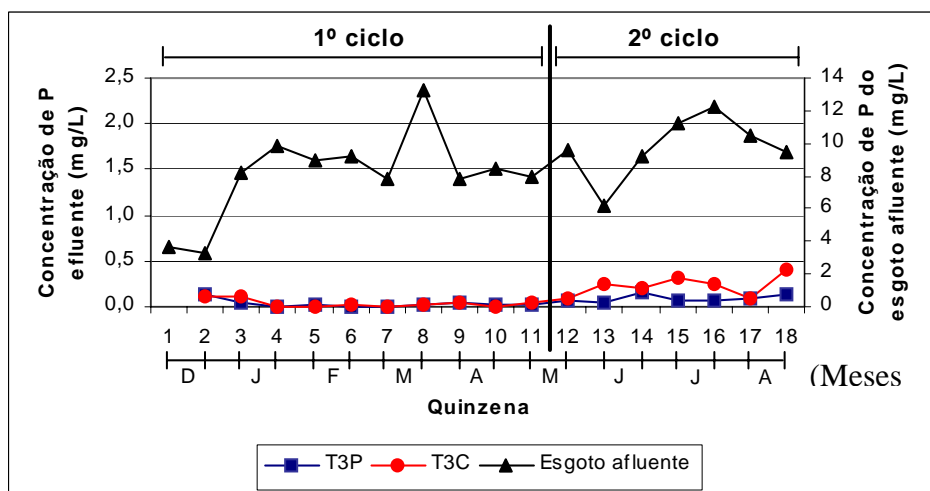


Figura 5.3. Concentrações médias de P afluentes (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3, no período de Dez/05-Ago/06.

As concentrações médias de P acumulado nas camadas de 0-5cm e 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 encontram-se nas Tabelas 5.5 a 5.7. Nessas Tabelas, o P-adsorvido refere-se à parcela adsorvida somada àquela precipitada e o P-não adsorvido inclui o P imobilizado pelos microrganismos, o acumulado em outras camadas do solo, e, nas unidades *wetlands* construídos, a fração absorvida pelas plantas.

Com os baixos valores de pH do solo, menores que 5 (Tabela 5.31 – pág. 135), infere-se que possivelmente ocorreu precipitação do P com Al e Fe. A precipitação do P com o Ca só aconteceria se o pH do solo estivesse entre 7,0 e 7,5 (Metcalf e Eddy, 1991).



No final do 1º ciclo, o acúmulo de P nas camadas de 0-5cm dos solos foi diretamente proporcional à taxa de aplicação tanto nos *wetlands* construídos quanto nos controles. Ao aumentar a taxa de aplicação do esgoto, os solos de ambas as unidades acumularam quantidades significativamente maiores de P. Os *wetlands* construídos dos sistemas 2 e 3 apresentaram capacidade de adsorção de P significativamente maior do que os controles. Nos solos do sistema 1, que receberam menor taxa de aplicação (4 cm/d), a diferença da quantidade acumulada entre as duas unidades não foi significativa (Tabela 5.5).

Tabela 5.5. Concentrações médias de P na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06)

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	P aplicado no solo (mg/kg)	Concentração de P (mg/Kg solo) nos solos							
			Wetlands construídos				Controles			
			P-adsorvido		P-Não adsorvido		P-adsorvido		P-Não adsorvido	
			mg/Kg	%	mg/Kg	%	mg/Kg	%	mg/Kg	%
1	4	19,13	11,33 aA	59,23	7,80	40,77	10,17 aA	53,16	8,96	46,84
2	8	38,27	35,00 bB	91,46	3,27	8,54	15,00 aB	39,20	23,27	60,80
3	15	76,53	57,50 bC	75,13	19,03	24,87	45,00 aC	58,80	31,53	41,20
Concentração de P no solo antes da aplicação do esgoto (mg/kg)			0,50							

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); q<sub>h</sub> – taxa de aplicação do esgoto.

O menor acúmulo de P na camada de 0-5cm dos solos dos controles, possivelmente deveu-se à facilidade de movimentação desse nutriente em solos sem planta.

Nessa mesma camada, no final do 2º ciclo, embora a adsorção tenha aumentado proporcionalmente à taxa de aplicação do esgoto, a diferença entre as concentrações acumuladas não foram significativas e a planta não influenciou no processo (Tabela 5.6).

Considerando o acúmulo de P do final do primeiro para o final do segundo ciclo na camada de 0-5 cm dos solos, nos *wetlands* construídos houve um aumento de 3,6 e 1,2 vezes nos teores de P, respectivamente, dos solos dos sistemas 1 e 2 e redução de 0,9 nos solos do sistema 3. Essa redução indica uma movimentação do P para as camadas

subseqüentes, possivelmente porque os sítios de adsorção das camadas anteriores foram saturados.

Tabela 5.6. Concentrações médias de P na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	P aplicado no solo (mg/kg)	Concentração de P (mg/Kg solo) nos solos							
			Wetlands construídos				Controles			
			P-adsorvido		P-Não adsorvido		P-adsorvido		P-Não adsorvido	
			mg/Kg	%	mg/Kg	%	mg/Kg	%	mg/Kg	%
1	4	41,93	41,17 aA	98,19	0,76	1,81	41,50 aA	98,97	0,43	1,03
2	8	83,87	43,33 aA	51,66	40,54	48,34	45,00 aA	53,65	38,87	46,34
3	15	167,73	49,67 aA	29,61	118,06	70,39	50,33 aA	30,01	117,40	66,99
Concentração de P no solo antes da aplicação do esgoto (mg/kg)			0,50							

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); q<sub>h</sub> – taxa de aplicação do esgoto.

O aumento na quantidade de P acumulada nos solos do sistema 1 foi significativa, enquanto que o aumento e a redução que ocorreu, respectivamente, nos solos dos sistemas 2 e 3 foi insignificante.

Nos controles, houve aumento de 4,18, 3,0 e 1,8 vezes nos teores de P, respectivamente, dos sistemas 1, 2 e 3. Os acréscimos nos solos dos sistemas 1 e 2 foram significativos, enquanto no sistema 3 foi insignificante.

Com os maiores acréscimos de P, durante o segundo ciclo, as quantidades acumuladas na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles praticamente se igualaram (Tabela 5.6).

As quantidades de P acumuladas nas camadas de 5-20cm dos solos (Tabela 5.7) permitem inferir que ao se aplicar uma maior taxa de esgoto, há maior movimentação de P para as camadas subseqüentes dos solos. Esse processo, possivelmente, ocorre porque as sucessivas aplicações de altas cargas de esgoto podem saturar mais rapidamente os

sítios de adsorção, diminuindo a capacidade de retenção do P daquela camada e causando a sua movimentação no perfil do solo (Basso *et al.*, 2005).

Tabela 5.7. Concentrações médias de P na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	P aplicado no solo (mg/kg)	Concentração de P (mg/Kg solo) nos solos							
			Wetlands construídos				Controles			
			P-adsorvido		P-Não adsorvido		P-adsorvido		P-Não adsorvido	
			mg/Kg	%	mg/Kg	%	mg/Kg	%	mg/Kg	%
1	4	41,93	18,67 aA	44,53	23,26	55,47	8,33 aA	19,87	33,60	80,13
2	8	83,87	46,33 aB	55,24	37,54	44,76	42,25 aB	50,38	41,62	49,62
3	15	167,73	42,33 aB	25,24	125,40	74,76	51,67 bB	30,81	116,06	69,19
Concentração de P no solo antes da aplicação do esgoto (mg/kg)			0,50							

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); q<sub>h</sub> – taxa de aplicação hidráulica.

O acúmulo de P nas camadas de 5-20cm dos solos dos controles do sistema 3 foi significativamente maior do que nos solos dos *wetlands* construídos, enquanto que nos sistemas 1 e 2 não houve diferença significativa.

As quantidades acumuladas nos solos dos sistemas 2 e 3 que receberam taxas de aplicação de 8 e 15cm/d não diferiram entre si, porém, foram significativamente maiores do que aquelas acumuladas nos solos do sistema 1 (4cm/d), independente do estado de cobertura do solo.

O aumento nos teores de fósforo em solos irrigados com esgoto, principalmente na camada superficial do solo tem sido comum (Johns e McConchie, 1994).

Todo o P acumulado no solo se encontrava na forma lábil, ou seja, fracamente adsorvido à fase sólida do solo e em equilíbrio com o P da solução, possibilitando a recomposição dos níveis de P da solução do solo a ser consumido pelas plantas e microrganismos. A fração do P na solução do solo é mínima. Isso pode ser constatado pelas pequenas concentrações desse nutriente que foram lixiviadas para o efluente (Figuras 5.1 a 5.3).

Em solos naturais adubados com fertilizantes fosfatados, a tendência do P lábil (disponível) é tornar-se não lábil (não disponível), pois as reações bioquímicas que ocorrem possibilitam a formação de estruturas complexas de minerais estáveis com o passar do tempo, podendo ocorrer um grande acúmulo de P no solo ao longo de alguns anos de cultivo. Porém, esses fosfatos fixados nos solos podem voltar a tornar-se disponíveis (Segatelli, 2004).

Em um solo utilizado como meio filtrante de sistemas para tratamento de esgoto, esse processo poderá não ocorrer, uma vez que o aporte de material facilmente biodegradável é constante, o que altera consideravelmente a sua dinâmica. Provavelmente, o que pode acontecer é a saturação dos sítios de adsorção e conseqüente lixiviação do P para os efluentes. Essa tendência foi observada durante o segundo ciclo da cultura, quando houve uma maior movimentação do P no solo, aumentando as suas concentrações nos efluentes produzidos (Figuras 5.1 a 5.3).

Não é prudente, portanto, afirmar que em solos utilizados como meio suporte (substrato) de sistemas de tratamento de esgotos por disposição nos solos, a mobilidade do P é mínima e a perda por lixiviação é desprezível. Essa mobilidade e a conseqüente lixiviação dependerão das condições as quais os solos estarão expostos durante o período de operação dos sistemas.

Não foi possível observar a influência da profundidade do meio filtrante e da vegetação na remoção de P, porque a profundidade do meio suporte era igual em todos os sistemas. Como o processo de remoção predominante foi o de acúmulo no solo, a absorção pela planta não foi notada. Porém, resultados obtidos por outros autores (Sousa *et al.*, 2004; Alvarenga, 2005; Brasil *et al.*, 2005) com meios suportes e plantas distintas, permitiram concluir que esses componentes têm influência na remoção de P.

### **5.2.2. Nitrogênio (N)**

O N presente no esgoto primário da ETEB-Norte, afluente às unidades *wetlands* construídos e controles, era composto por 71,8% de N amoniacal e 28,2% de N orgânico. O N amoniacal encontrava-se praticamente todo na forma de amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), pois o pH médio do esgoto era 7,13 e, em pH próximo de 8,0, praticamente todo

o N amoniacal ocorre na forma de  $N-NH_4^+$  (von Sperling, 1996). As concentrações de nitrato, quando existiam, eram insignificantes (Figura 5.4). O predomínio do N amoniacal é comum nos esgotos domésticos que chegam às estações de tratamento (Metcalf e Eddy, 1991).

A remoção do N total do esgoto afluente aos *wetlands* construídos e controles se deu predominantemente a partir dos processos de transformação e acúmulo do N no solo.

O N amoniacal foi convertido a nitrato (nitrificado), assimilado pelos microrganismos (imobilização microbiana), retornando à forma orgânica, e perdido por lixiviação. Uma fração do nitrato produzida, possivelmente se perdeu por volatilização e/ou desnitrificação. Nos *wetlands* construídos, houve adicionalmente absorção do  $N-NH_4^+$  pelas raízes para suprir as necessidades de crescimento da cultura e da produtividade dos grãos, pois o arroz tem preferência em absorver o  $N-NH_4^+$  (Arth e Frenzel, 2000).

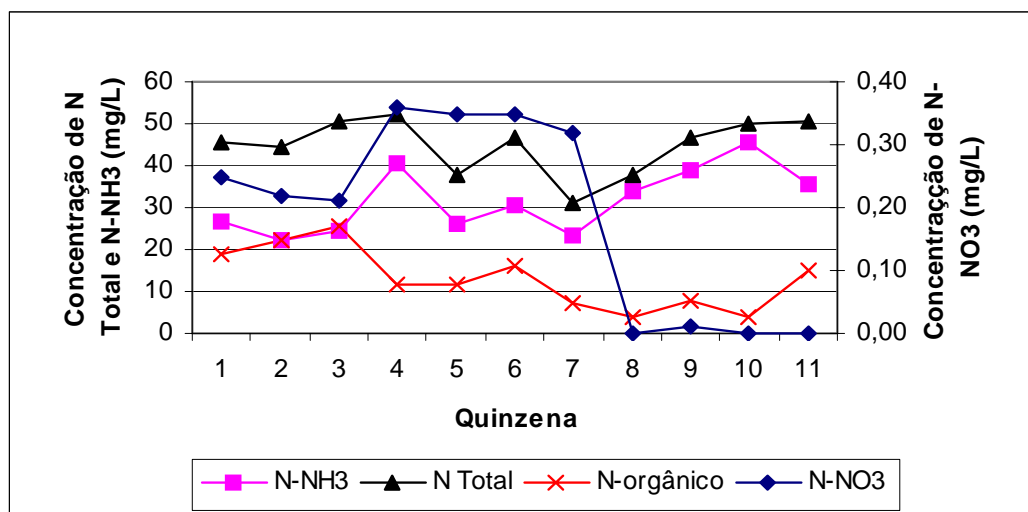


Figura 5.4. Concentrações de nitrogênio (N Total,  $N-NH_3$  e  $N-NO_3^-$ ) do esgoto primário da ETEB Norte.

#### 5.2.2.1. N Total

Em todos os sistemas, as eficiências médias de remoção de N total foram superiores a 90%, independente de o solo estar plantado (*wetlands* construídos) ou sem planta (controles), com exceção dos controles do sistema 1, cuja eficiência foi, aproximadamente, de 88% (Tabela 5.8).

Tabela 5.8. Concentrações médias de N total  $\pm$  desvio padrão do afluente (esgoto) e efluentes e eficiências remoção das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Abr/06.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Concentrações efluentes de N total (mg/L) e eficiências de remoção (%)			
		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	%	mg/L	%
1	4	2,86 $\pm$ 2,08	<b>93,62</b>	5,26 $\pm$ 2,62	<b>88,28</b>
2	8	3,34 $\pm$ 2,15	<b>92,55</b>	3,65 $\pm$ 1,99	<b>91,86</b>
3	15	2,56 $\pm$ 2,17	<b>94,29</b>	3,59 $\pm$ 2,82	<b>92,00</b>
<b>Concentração afluente de N total (mg/L)</b>		<b>44,87 <math>\pm</math> 6,62</b>			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, produziram efluentes com concentrações inferiores a 10mg/L (Tabela 5.8), que é padrão de lançamento de N total nos corpos d'água receptores estabelecido pelos órgãos ambientais dos estados da Paraíba, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Nascimento, 1998).

A União Européia tolera lançamentos de efluentes com até 15mg/L de N total (Directive 91/271/EEC) e estabelece uma eficiência de remoção máxima de N total de 80%.

As eficiências de remoção foram superiores aquelas obtidas em *wetlands* construídos com meios suportes tradicionais, devido ao tipo de meio suporte utilizado e aos parâmetros operacionais tais como tipo de fluxo e regime de alimentação dos sistemas.

Outros autores com meios suportes e plantas tradicionalmente utilizados em sistemas *wetlands* construídos com operações diferentes da adotada nesta pesquisa, obtiveram eficiências menores de 60% (Sousa *et al.*, 2004); 33% e 57% para tempos de detenção hidráulica de 1,9 e 3,8 dias (Brasil *et al.*, 2005); 76% a 87% (Sousa *et al.*, 2000), aumento de 40% a 45% (Guimarães *et al.*, 2000).

### 5.2.2.2. N inorgânico (N-NH<sub>3</sub> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

- **Amônia (N-NH<sub>3</sub>)**

Durante o primeiro ciclo da cultura do arroz, as eficiências médias de remoção de amônia (N-NH<sub>3</sub>) dos *wetlands* construídos dos três sistemas foram pouco superiores às dos controles (Tabela 5.9). Este melhor desempenho possivelmente foi atribuído à absorção pelas plantas.

Tabela 5.9. Concentrações médias de N-NH<sub>3</sub> afluyente (esgoto) e efluentes ± desvio padrão e eficiências de remoção das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Set/06.

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Concentrações efluentes de N-NH <sub>3</sub> (mg/L) e eficiências de remoção (%)							
		1º Ciclo (Dez/05-Mai/06)				2º Ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
1	4	1,48 ± 1,73	95,32	2,35 ± 1,63	88,80	5,11 ± 2,04	87,13	3,04 ± 0,55	92,35
2	8	1,54 ± 1,30	95,12	2,01 ± 1,18	93,64	5,57 ± 1,49	85,98	3,63 ± 1,29	90,86
3	15	1,56 ± 1,19	95,06	2,67 ± 2,14	91,55	2,96 ± 0,75	92,55	8,23 ± 1,91	79,28
Concentração afluyente de N-NH <sub>3</sub> (mg/L)		31,62 ± 7,82				39,72 ± 3,62			

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As eficiências de remoção de N-NH<sub>3</sub> foram superiores às encontradas por Farahbakhshazad *et al.* (2000) em meio suporte plantado com arroz (50%) e por outros autores com diferentes meios suportes e plantas tradicionais: 34% e 36% (Roston e Collaço, 2003); 15% (Mazzola, 2003) e aumento de 20% (Sezerino e Philippi, 1998).

As menores concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> lixiviadas para os efluentes (Tabelas 5.9) dos *wetlands* construídos, no primeiro ciclo, permitem inferir que a planta influencia positivamente na retenção desse cátion, apesar do tipo de solo ter maior participação no processo de retenção. No segundo ciclo, nada se pode afirmar com relação à participação da planta no processo, porque com o corte para rebrota, as raízes entraram em decomposição e conseqüentemente o seu desempenho foi reduzido. Alvarenga

(2005), também, observou maior lixiviação de  $\text{N-NH}_4^+$  em solos sem planta (controles) em relação aos solos plantados (*wetlands* construídos). O autor utilizou um solo com maior granulometria, o que possibilita a observação mais clara da contribuição da planta no processo de tratamento.

A maior lixiviação do amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) para os efluentes, no segundo ciclo da cultura, pode ser atribuída ao aumento das cargas positivas do solo proporcionado pela liberação do  $\text{H}^+$  durante os processos de nitrificação, assimilação do  $\text{N-NH}_4^+$  e da provável volatilização da amônia ( $\text{N-NH}_3$ ).

Ao longo do primeiro ciclo da cultura do arroz, as concentrações de amônia nos efluentes produzidos pelos *wetlands* construídos e controles nos três sistemas foram inferiores a 6 mg/L. No segundo ciclo, houve aumento um pouco acentuado nas concentrações efluentes dos *wetlands* construídos do sistema 2 e dos controles do sistema 3. As concentrações, contudo, não ultrapassaram 10mg/L, que representa a metade da concentração limite de N amoniacal (20mg/L) estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/05 para lançamento nos corpos d'água receptores.

As elevadas eficiências de remoção de amônia ( $\text{N-NH}_3$ ) foram atribuídas aos processos de nitrificação e acúmulo do amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) no solo e a absorção pelas plantas dos *wetlands* construídos. É provável que tenha ocorrido, também, volatilização da amônia com a criação de zonas anaeróbias no momento da inundação da camada superficial do solo. Nesse momento, o pH do solo pode ter se elevado e houve a conversão  $\text{N-NH}_4^+$  para  $\text{N-NH}_3$  que, posteriormente, foi volatilizada.

As variações das concentrações médias de amônia ( $\text{N-NH}_3$ ) no afluente (esgoto) e efluentes produzidos pelos *wetlands* construídos e controles dos Sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06, podem ser observadas nas Figuras 5.5 a 5.7.



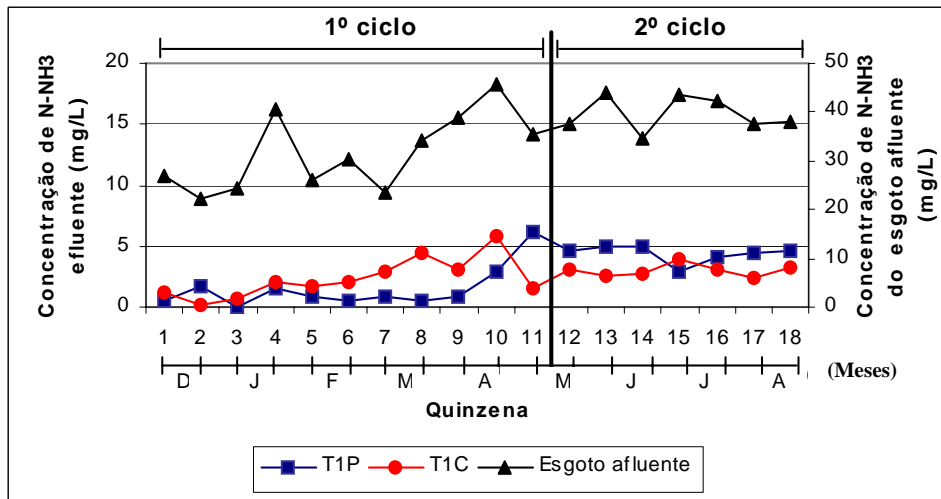


Figura 5.5. Concentrações médias de amônia (N-NH<sub>3</sub>) afluentes (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1, no período de Dez/05-Ago/06.

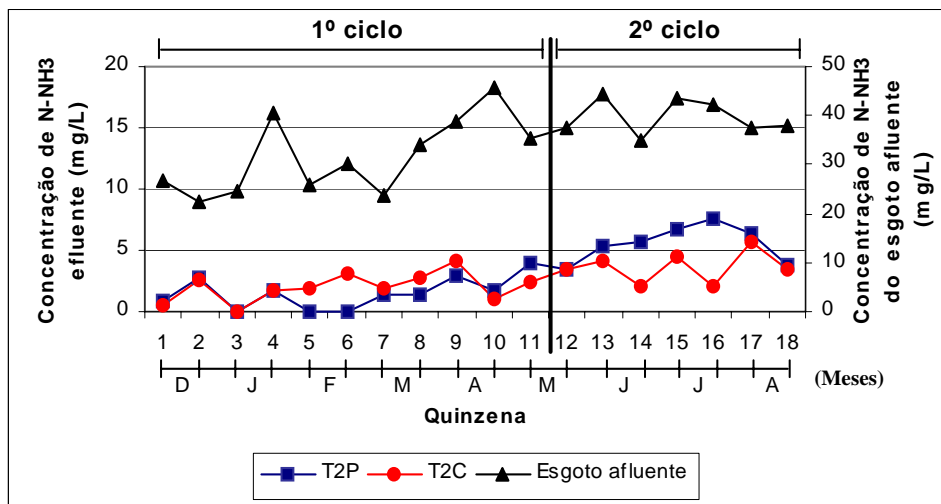


Figura 5.6. Concentrações médias de amônia (N-NH<sub>3</sub>) afluentes (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2, no período de Dez/05-Ago/06.

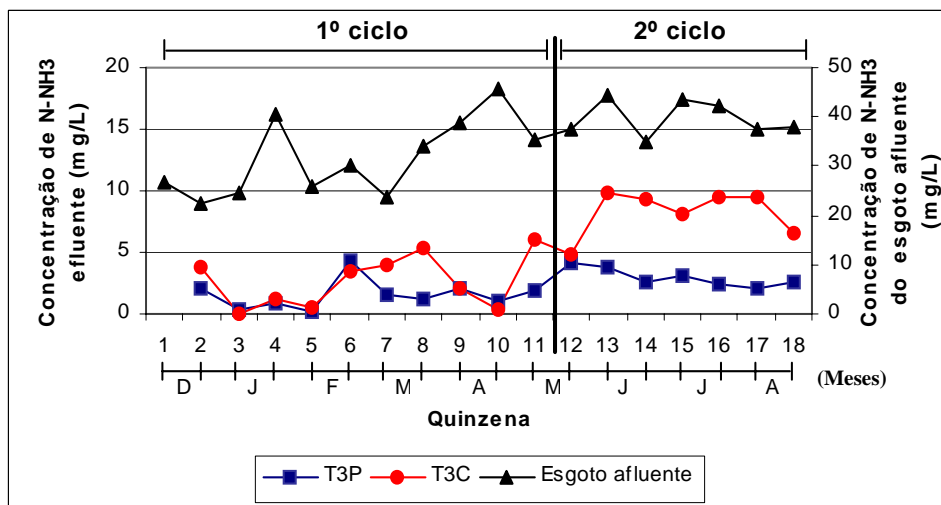


Figura 5.7. Concentrações médias de amônia (N-NH<sub>3</sub>) afluentes (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3, no período de Dez/05-Ago/06.

### Nitrato ( $N-NO_3^-$ )

Com as condições de oxigenação do solo e a adição de alcalinidade suficiente via esgoto, houve a transformação do  $N-NH_4^+$  a  $N-NO_3^-$  (nitrificação) pelas bactérias nitrificantes. As maiores concentrações de  $N-NO_3^-$  ficaram retidas nos solos e pequenas frações foram lixiviadas, causando a nitrificação dos efluentes produzidos pelos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 (Tabela 5.10).

Tabela 5.10. Concentrações médias de  $N-NO_3^-$  afluyente  $\pm$  desvio padrão e % nitrificado (NIT) dos efluentes produzidos pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Concentrações (mg/L) e percentual (%) de aumento de $N-NO_3^-$ nos efluentes							
		1º Ciclo (Dez/05-Mai/06)				2º Ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	% NIT	mg/L	% NIT	mg/L	% NIT	mg/L	% NIT
1	4	0,27 $\pm$ 0,54	42,11	0,29 $\pm$ 0,44	52,63	0,04 $\pm$ 0,02	4,00	0,36 $\pm$ 0,55	36,00
2	8	0,41 $\pm$ 0,87	115,79	0,37 $\pm$ 0,76	94,74	0,14 $\pm$ 0,15	14,00	0,06 $\pm$ 0,05	6,00
3	15	0,28 $\pm$ 0,66	47,37	0,48 $\pm$ 1,15	152,63	0,02 $\pm$ 0,02	2,00	0,06 $\pm$ 0,07	6,00
Concentração afluyente de $N-NO_3^-$ (mg/L)		0,19 $\pm$ 0,16				0,00 $\pm$ 0,00			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As concentrações efluentes foram inferiores a 10mg/L, limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para águas de rios enquadrados nas Classes 1, 2 e 3. O lançamento dos efluentes nos corpos d'água, portanto, não alteraria a sua condição de classe atual.

Se, com a continuidade da operação dos sistemas, as concentrações de nitrato nos efluentes se elevassem a tal nível que não permitissem o lançamento nos corpos d'água receptores, poder-se-ia:

1. desnitrificá-lo antes do lançamento. Esse processo poderia ser realizado por meio de reator anaeróbio, podendo ser um *wetland* construído de fluxo horizontal ou um UASB;
2. reutilizá-lo como fertilizante na irrigação de outras culturas, o que evitaria o uso de fertilizantes químicos nitrogenados para adubação dos solos.

A nitrificação dos efluentes produzidos pelos *wetlands* construídos e controles não foi maior porque o meio suporte utilizado reteve o  $\text{N-NO}_3^-$  impedindo sua lixiviação na maioria do período de operação. Essa retenção foi atribuída à composição granulométrica do material, cujo teor de areia fina e média era significativo, associado à sua baixa CTC.

No primeiro mês de operação dos sistemas, houve lixiviação de pequenas concentrações do nitrato para os efluentes das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3. Nos meses subsequentes, quando existiu lixiviação do nitrato foi insignificante, muito próxima a zero. Esporadicamente, surgiram concentrações menores do que 2mg/L nos efluentes (Figuras 5.8 a 5.10).

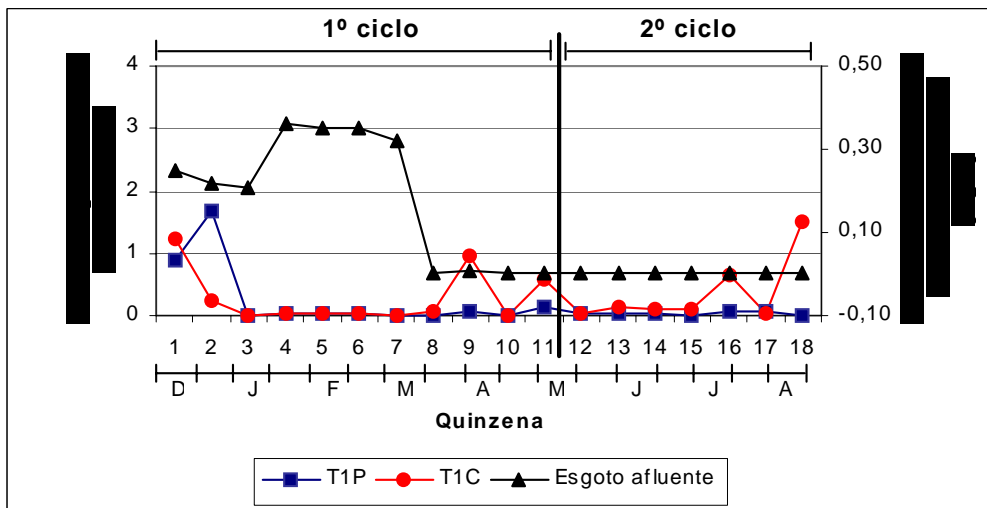


Figura 5.8. Concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1, no período de Dez/05-Ago/06.

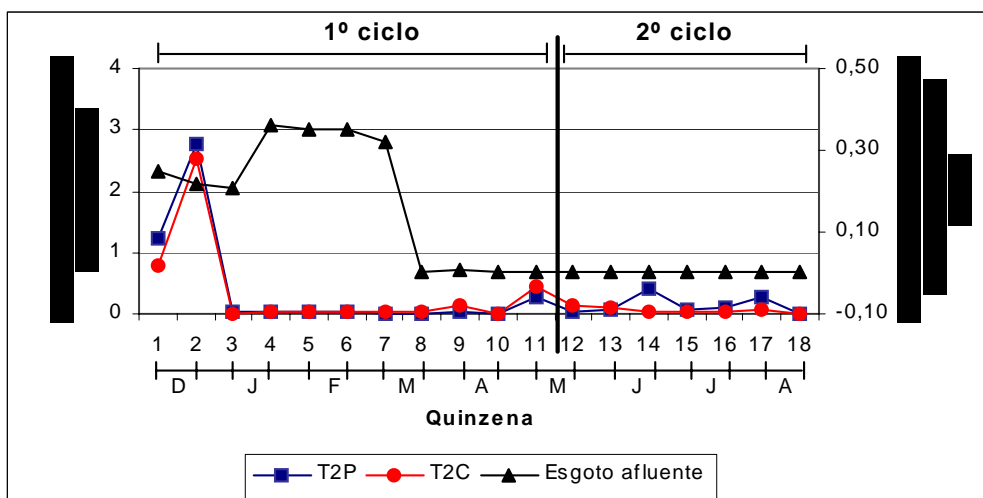


Figura 5.9. Concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2, no período de Dez/05-Ago/06.

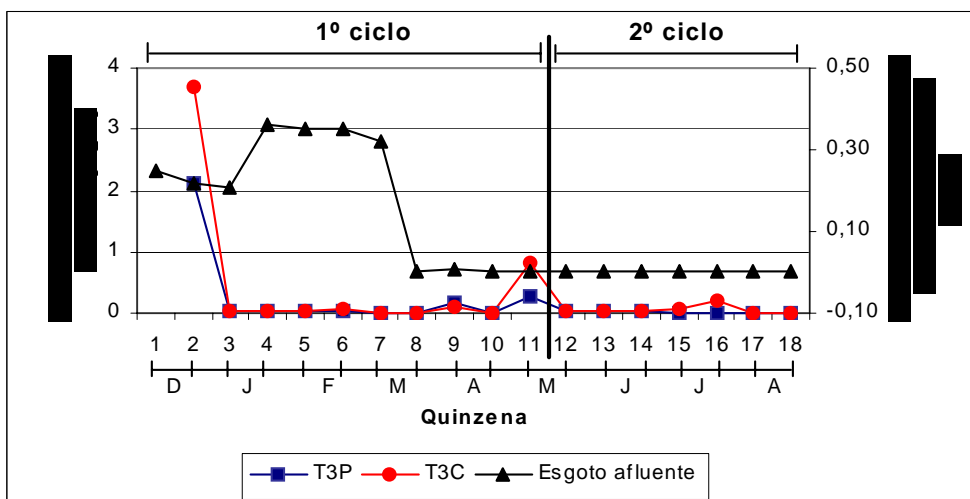


Figura 5.10. Concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3, no período de Dez/05-Ago/06.

A lixiviação do nitrato para os efluentes no primeiro mês foi favorecida pela carga líquida do solo que era negativa. Por ser um ânion com atração eletronegativa, este íon não pôde ser totalmente adsorvido às partículas do solo. Nos três meses posteriores, com a continuidade da aplicação do esgoto, os valores de pH dos solos reduziram, variando em média, entre 3,6 e 4,4 (Tabela 5.31, pág. 126). Essa redução nos valores de pH proporcionou o desenvolvimento das cargas positivas que predominaram no solo e estimulou a atração de praticamente todo o nitrato.

Mesmo com o balanço positivo de cargas, houve a lixiviação de pequenas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  para os efluentes produzidos (Tabela 5.11), uma vez que em solos eletropositivos, a lixiviação do nitrato pode ser dificultada, mas não totalmente impedida (Alcântara e Camargo, 2005).

Tabela 5.11. Concentrações médias de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviadas para os efluentes das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	qh (cm/d)	Concentrações de $\text{N-NH}_4^+$ e $\text{N-NO}_3^-$ efluentes (mg/L)							
		1º ciclo do arroz (Dez/05-Abr/06)				2º ciclo arroz (Mai/06-Ago/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_3^-$
1	4	1,48	0,27	3,54	0,29	5,11	0,04	3,04	0,36
2	8	1,54	0,41	2,01	0,37	5,57	0,14	3,63	0,06
3	15	1,56	0,28	2,67	0,48	2,96	0,02	8,23	0,06

Nota-se, portanto, que a lixiviação do  $\text{N-NO}_3^-$  e do  $\text{N-NH}_4^+$ , dependerá das características do solo (meio suporte) e do seu balanço de cargas, que tem papel preponderante na retenção ou lixiviação desses íons nos solos. Nesses sistemas, como o balanço de cargas era predominantemente positivo (baixa CTC) houve a retenção de, praticamente, todo o nitrato e a lixiviação de maiores concentrações  $\text{N-NH}_4^+$ , uma vez que solos com CTC inferior a  $10\text{cmol/dm}^3$  (Tabela 5.12) possuem baixa capacidade de reter cátions.

Tabela 5.12. Capacidade de Troca Catiônica (CTC) das camadas de 0-5cm e 5-20cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	qh (cm/d)	CTC ou T ( $\text{cmol/dm}^3$ )					
		1º do ciclo (Dez/05 – Ab/06)		2º do ciclo (Mai/06 – Set/06)			
		Camada de 0-5cm		Camada de 0-5cm		Camada de 5-20cm	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	3,27	3,49	4,37	4,58	4,12	4,28
2	8	3,87	4,09	4,92	5,22	4,66	4,37
3	15	3,92	3,56	4,92	4,26	4,58	4,21
CTC do solo antes da aplicação do esgoto ( $\text{cmol/dm}^3$ )		3,92					

qh – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Quando os solos atingirem uma CTC superior a  $10\text{cmol/dm}^3$ , apresentarão maior capacidade de reter cátions e, possivelmente, a retenção do  $\text{N-NH}_4^+$  prevalecerá sobre a do  $\text{N-NO}_3^-$ . Contudo, a maior retenção do  $\text{N-NH}_4^+$  ocorrerá se outros cátions não ocuparem os sítios de adsorção desse íon, pois, nota-se que durante o segundo ciclo da cultura do arroz, as concentrações de amônio lixiviadas aumentaram, mesmo havendo um leve aumento da CTC dos solos.

Esse aumento na CTC dos solos (Tabela 5.12) foi favorecido pela liberação do  $\text{H}^+$ , que proporcionou a absorção de cátions e conseqüentemente reduziu o pH do solo (Tabela 5.31 – pág 126).

### 5.2.2.3. Acúmulo e transformação do N no solo

Os solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 possuíam concentração de N total de 340mg N/kg (Tabela 5.13), bastante inferior àquela relativa a um solo com boa fertilidade, que deve ter no mínimo 1000mg N/kg de solo (Peres *et al.*, 2005). A aplicação do esgoto com concentração média de N de 44,87mg/L, proporcionou o acúmulo de N nos solos, dando início ao processo de fertilidade.

Tabela 5.13. N total adicionado com a aplicação do esgoto e quantidades remanescentes e perdas na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N total (mg N/kg de solo)			N total acumulado no solo (mg N/kg de solo)		N perdido do solo (mg N/kg de solo)	
		<i>Solo sem esgoto</i>	Esgoto	Solo + esgoto	<i>Wetland construído</i>	Controle	<i>Wetland construído</i>	Controle
1	4	340,00	99,71	439,71	366,17 aC	275,86 bC	73,54	163,85
2	8		199,42	539,42	479,06 aB	396,28 bB	60,36	143,14
3	15		398,84	738,84	584,43 aA	448,96 bA	154,41	289,88

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

No final do primeiro ciclo da cultura, a capacidade do solo plantado (*wetland* construído) em acumular N na camada de 0-5cm foi significativamente maior do que a dos solos sem planta (controle). As diferenças entre as quantidades de N total acumuladas nestas camadas dos solos dos três sistemas foram significativas, mostrando que ao aumentar a taxa de aplicação, quantidades significativas de N foram acumuladas nos solos (Tabela 5.13).

A quantidade acumulada nos solos dos *wetlands* construídos foi maior porque a cultura do arroz contribui para aumentar os teores de N no solo. Este aumento pode ser atribuído à fixação do N atmosférico nos solos e nas raízes, à incorporação do N a partir das folhas da cultura que caem sobre o solo e das raízes e, também, à fixação do N<sub>2</sub> pelas algas.

No final de dez meses de aplicação do esgoto, os teores de N total acumulados nas camadas de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos eram superiores aqueles retidos

nos solos dos controles. Contudo, a diferença entre o N total acumulado por esta unidade não foi significativamente maior do que a acumulada naquela, uma vez que não houve interação entre os resultados obtidos nas unidades *wetlands* construídos e controles (Tabela 5.14). Isso mostra que a planta, então, deixou de exercer influência no acúmulo de N total.

Tabela 5.14. N total adicionado com a aplicação do esgoto e quantidades remanescentes e perdas na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/06-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N total (mg N/kg de solo)			N total acumulado no solo (mg N/kg de solo)		N perdido do solo (mg N/kg de solo)	
		Solo sem esgoto	Efluente	Solo + esgoto	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle
1	4	340,00	199,42	539,42	531,75 aA	381,23 aA	7,67	158,19
2	8		398,84	738,84	667,21 aAB	531,75 aAB	71,63	207,09
3	15		797,69	1137,69	885,47 aB	727,42 aB	252,22	410,27

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As quantidades de N total acumuladas nas camadas de 0-5cm tanto dos *wetlands* construídos como dos controles do sistema 2, não diferiram significativamente daquelas acumuladas nos solos dos sistemas 1 e 3. Porém, a quantidade de N total acumulada nos solos do sistema 3 foi significativamente maior do que aquela retida nos solos do sistema 1 (Tabela 5.18). Isso significa dizer que o aumento da taxa de aplicação de 8cm/d para 15cm/d, não interfere significativamente na quantidade de N acumulado.

Comparando-se as Tabelas 5.13 e 5.14, nota-se que, do final do primeiro ciclo para o final do segundo, houve incrementos significativos nas quantidades de N acumuladas nos solos das camadas de 0-5cm. Houve redução das perdas nos solos dos *wetlands* construídos e aumento nas perdas dos controles dos sistemas 2 e 3, ocorrendo o inverso nas unidades do sistema 1. Isso indica que aumentando a taxa de aplicação do esgoto para 8cm/d ou 15cm/d, a diferença entre as quantidades acumuladas não será significativa.

A camada de 5-20cm teve o mesmo comportamento da camada de 0-5 cm. A diferença consistiu nas quantidades acumuladas na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos dos sistemas 2 e 3 que foram iguais e diferiram significativamente daquela acumulada nos solos do sistema 1 (Tabela 5.15).

Tabela 5.15. N total adicionado com a aplicação do esgoto e quantidades remanescentes e perdas na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N total (mg N/kg de solo)			N total acumulado no solo (mg N/kg de solo)		N perdido do solo (mg N/kg de solo)	
		Solo sem esgoto	Efluente	Solo + esgoto	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle
1	4	340,00	199,42	539,42	358,65 aA	238,23 aA	180,77	301,19
2	8		398,84	738,84	569,38 aB	418,86 aAB	169,46	319,98
3	15		797,69	1137,69	569,38 aB	441,43 aB	568,31	696,26

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A influência da taxa de aplicação do esgoto no acúmulo de N pode ser também observada pelos altos coeficientes de correlação linear entre o N total do solo e a taxa de aplicação.

No final do primeiro ciclo, o acúmulo de N nas camadas de 0-5cm dos solos foi significativamente maior para as maiores taxas de aplicação de esgoto, uma vez que apresentaram coeficientes de correlação linear de 0,96 e 0,86, respectivamente, para os tratamentos *wetlands* construídos e controles (Figuras 5.11 a 5.13).

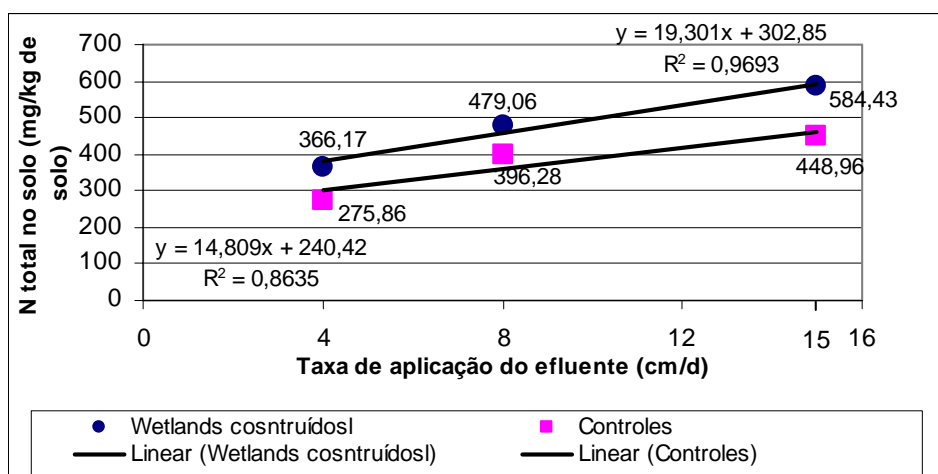


Figura 5.11. Correlação linear entre o N total acumulado na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles e suas respectivas taxas de aplicação do esgoto, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).



No final do segundo ciclo, as elevadas correlações entre as concentrações de N total das camadas de 0-5cm dos solos e as taxas de aplicação de esgoto (Figura 5.12) foram influenciadas pela diferença significativa entre o N acumulado nos solos dos sistemas 1 e 3. O mesmo ocorreu com relação à camada de 5-20cm (Figura 5.13).

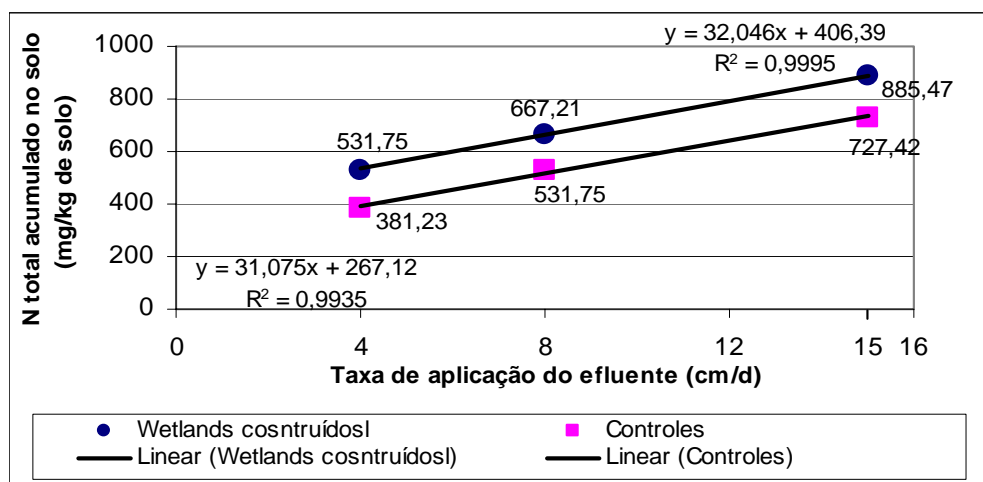


Figura 5.12. Correlação linear entre o N total acumulado na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles e suas respectivas taxas de aplicação do esgoto, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05 – Set/06).

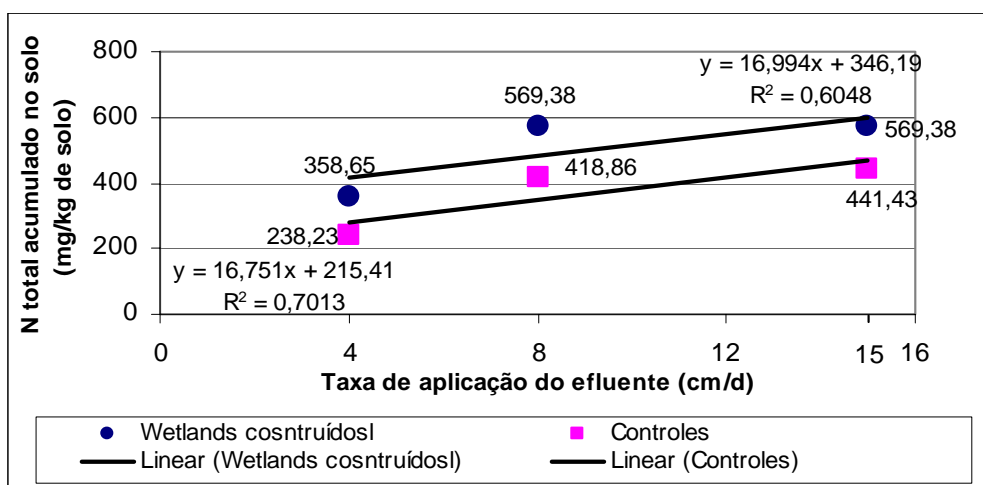


Figura 5.13. Correlação linear entre o N total acumulado na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles e suas respectivas taxas de aplicação do esgoto, após 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05 – Set/06).

Ainda que o N presente no esgoto afluente fosse predominantemente amoniacal, no final da operação dos sistemas, os teores de N nos solos encontravam-se na forma orgânica (Tabela 5.19 a 5.21). Esses percentuais mostraram que possivelmente houve conversão do  $N-NH_4^+$  à forma orgânica, não somente pela imobilização microbiana, cujos percentuais foram inferiores a 4% (Tabelas 5.22 e 5.23 – pág. 118).

Mesmo havendo um grande acúmulo de N total nos solos, os percentuais de N orgânico ainda foram inferiores àqueles existentes em solos naturais férteis, cujas formas orgânicas correspondem a aproximadamente 98% do N total (Andreoli, 2001).

Do final do primeiro ao final do segundo ciclo da cultura do arroz, o aumento percentual nos teores de N orgânico na camada de 0-5cm dos solos foi pequeno. A mineralização nos solos dos *wetlands* construídos (Tabela 5.16 a 5.18) foi maior porque as plantas contribuíram para a ciclagem rápida do N facilmente mineralizável.

Tabela 5.16. Percentual de N orgânico e mineralizado remanescentes e, perdas de N na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Percentual (%) de N remanescente nos solos e de perdas						
		N orgânico do solo			N mineralizado (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )		perdas de N dos solos	
		Solo natural	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle
1	4	98	87,81	91,10	12,20	8,90	16,72	37,26
2	8		88,10	91,74	12,45	8,26	11,18	26,54
3	15		86,87	91,53	12,50	8,46	20,97	40,45

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A quantidade de N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) diminuiu nos solos dos três sistemas com exceção do controle do sistema 2, que apresentou um leve aumento (Tabela 5.17). Essa redução do N mineral possivelmente ocorreu em decorrência da sua movimentação para as camadas subseqüentes dos solos (Tabela 5.18).

Tabela 5.17. Percentual de N orgânico e mineralizado remanescentes, de perdas de N na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Percentual (%) de N remanescente nos solos e de perdas						
		N orgânico do solo			N mineralizado (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )		perdas de N dos solos	
		Solo natural	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle
1	4	98	90,56	92,79	9,44	7,20	1,42	29,33
2	8		90,07	91,60	9,93	8,40	9,69	28,03
3	15		91,76	91,63	8,23	8,36	22,17	36,06

Tabela 5.18. Percentual de N orgânico e mineralizado remanescentes e, de perdas de N na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após 0 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Percentual (%) de N remanescente nos solos e de perdas						
		N orgânico do solo			N mineralizado (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )		perdas de N dos solos	
		Solo natural	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle	Wetland construído	Controle
1	4	98	91,12	86,63	8,87	13,37	33,51	55,84
2	8		94,41	92,40	5,59	7,60	22,94	43,31
3	15		92,16	90,68	7,84	9,32	49,95	61,20

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Os teores de N mineral acumulados nos solos foram significativos, uma vez que segundo Fageria *et al.* (2003), em solos sob condições normais, os percentuais de N mineralizado anualmente variam entre 1 e 4% e na maioria dos solos minerais drenados é, aproximadamente, de 2%.

As perdas de N nos solos plantados foram menores porque as raízes contribuíram para a oxigenação do solo e suas superfícies para a adsorção de íons.

No final do segundo ciclo, as perdas de N reduziram nas camadas de 0-5cm (Tabelas 5.17) e aumentaram nas camadas de 5-20cm (Tabelas 5.18).

Estas perdas se devem aos processos de movimentação do N para as camadas subseqüentes do solo, de lixiviação para os efluentes, de prováveis volatilizações da amônia (N-NH<sub>3</sub>) e desnitrificação do nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), e, adicionalmente nos solos dos *wetlands* construídos, a absorção no N mineral pelas plantas do arroz.

- **Mineralização do N - Nitrificação**

Apesar de o solo possuir alto teor de material fino, a intermitência da aplicação da carga de esgoto proporcionou suficiente aeração do meio, favorecendo o processo de nitrificação do N amoniacal adicionado ao solo.

No final do primeiro ciclo, na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos, foram acumuladas quantidades significativamente maiores de N mineral do que nessas mesmas camadas das unidades controles (sem planta). E, quanto maior a taxa de aplicação do esgoto, maior a quantidade de N mineral acumulado, independente do estado de cobertura dos solos. Nota-se que as quantidades acumuladas de nitrato diferiram significativamente entre si nos três sistemas, em função da taxa de aplicação (Tabela 5.19).

Essa diferença significativa da quantidade de N mineral acumulada nas camadas de 0-5cm dos solos foi atribuída ao nitrato, uma vez que não houve diferença significativa nas quantidades de amônio acumuladas nas unidades *wetlands* construídas e nas unidades controles dos três sistemas.

Tabela 5.19. Amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N mineralizado (mg N/Kg de solo)					
		Wetlands construídos			Controles		
		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
1	4	11,96 aA	32,68 bA	44,64 bA	9,97 aA	14,58 aA	24,56 aA
2	8	14,53 bA	42,06 bB	57,02 bB	10,68 aA	22,06 aB	32,74 aB
3	15	12,60 aA	64,14 bC	76,75 bC	11,37 aA	26,63 aB	38,00 aC

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas colunas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas linhas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A nitrificação foi maior nos *wetlands* construídos e aumentou significativamente quando se aplicaram taxas mais elevadas. Nos controles, além da nitrificação ter sido menor, o aumento da taxa de aplicação de 8cm/d para 15cm/d não interferiu significativamente no mecanismo de nitrificação. Isso pode ser observado pela quantidade de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> remanescentes nos solos dos sistemas 1, 2 e 3 (Tabela 5.19). Nota-se, portanto a influência da planta no mecanismo de nitrificação.

As quantidades de nitrato acumuladas na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos dos três sistemas reduziram no final do segundo ciclo (Tabela 5.20), mostrando que houve perdas por transformações ou por movimentação para as camadas subseqüentes do solo (Tabela 5.21). Pode, também, ter ocorrido redução na

nitrificação nos *wetlands* construídos, uma vez que a planta após o corte deixou de exercer influência efetiva no processo por ter entrado em estado de decomposição. A redução da nitrificação possivelmente não se deveu ao aumento da acidez do solo porque a quantidade de nitrato acumulada nos solos dos controles no final do segundo ciclo aumentou.

No final do segundo ciclo, as quantidades de N mineral acumuladas na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos dos sistemas 2 e 3 não diferiram significativamente entre si, indicando que aplicando uma taxa de 8cm/d ou de 15cm/d a o acúmulo do N mineral no solo será praticamente igual. Nos controles aumentando-se as taxas de aplicação, as quantidades de N mineral acumuladas nos solos continuaram diferindo significativamente entre si (Tabela 5.20).

Tabela 5.20. Amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N mineralizado (mg N/Kg de solo)					
		Wetlands construídos			Controles		
		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
1	4	18,54 bA	31,66 bA	50,19 bA	9,90 aA	17,56 aA	27,46 aA
2	8	21,42 aB	32,78 bA	66,26 bB	18,54 aB	25,03 aA	44,65 aB
3	15	40,14 bC	44,84 aA	72,91 bB	19,61 aB	42,32 aB	60,86 aC

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas colunas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas linhas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Na camada de 5-20cm, não foi notada a influência da planta no acúmulo de N mineral e as quantidades acumuladas nos solos dos *wetlands* construídos dos sistemas 1 e 2 foram iguais e diferiram significativamente daquelas acumuladas no sistema 3 (Tabela 5.21).

A nitrificação nas camadas de 0-5cm dos solos foi maior nos *wetlands* construídos, possivelmente, porque havia maior disponibilidade de C, a atividade microbiana foi maior e as raízes contribuíram para a oxigenação do solo.

Tabela 5.21. Amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na camada de 5-20cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	qh (cm/d)	N mineralizado (mg N/Kg de solo)					
		Wetlands construídos			Controles		
		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
1	4	5,57 bA	26,27 aA	31,85 aA	1,25 aA	30,59 bA	31,85 aA
2	8	9,90 aB	21,95 aB	31,85 aA	9,90 aB	21,95 aB	31,85 aA
3	15	9,90 aB	34,75 bC	44,64 aB	22,88 bC	18,00 aC	41,14 aB

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

A quantidade de C e a atividade microbiana aumentam quando se aplicam maiores cargas de esgoto, implicando em uma maior mineralização. A influência da taxa de aplicação sobre a mineralização também foi observada por Alvarenga (2005).

Mesmo com a adição de N, principalmente na forma amoniacal, bem como de substâncias orgânicas facilmente biodegradáveis com baixas relações C/N (Tabelas 5.28 a 5.30, pág. 133) que contribuem para uma maior mineralização (Silva, 2005).

A taxa de nitrificação nas camadas de 0-5cm foi menor durante o segundo ciclo, possivelmente devido ao aumento da relação C/N do solo (Tabelas 5.29), proporcionado pela continuidade da aplicação do esgoto, pois a alta relação C/N inibe a liberação de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e pode reduzir a nitrificação (Fageria *et al.* 2003). A redução da nitrificação pode também ser atribuída aos baixos valores de pH do solo uma vez que as bactérias nitrificantes diminuem a sua atividade em ambientes ácidos e se desenvolvem bem em pH próximo a neutralidade (Cardoso *et al.*, 1992).

- **Imobilização do N**

No final do primeiro ciclo do arroz, a fração do N total imobilizada nos microrganismos (biomassa microbiana) na camada de 0-5 cm dos solos dos *wetlands* construídos foi de 2,43%, 2,02% e 2,34% e de 2,44% e nos solos dos controles de 2,44%, 1,51% e 2,65%, respectivamente, nos sistemas 1, 2 e 3 (Tabela 5.22). Estes percentuais encontravam-se dentro da faixa estabelecida por Moreira e Siqueira (2002) que é de 1 a 5% e próximos

dos percentuais encontrados por Perez *et al.* (2005) em solos nativos do cerrado que variaram de 2,13 a 3,02%.

A imobilização microbiana na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos foi estatisticamente semelhante à dos solos dos controles, mas com tendência a valores maiores em função das cargas de esgoto aplicadas (Tabela 5.22).

Tabela 5.22. N da biomassa microbiana (mg N/kg solo) na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N da biomassa microbiana do solo			
		Wetlands construídos		Controles	
		(mg N/kg solo)	% do N total	(mg N/kg solo)	% do N total
1	4	8,89 aA	<b>2,43</b>	6,72 aA	<b>2,44</b>
2	8	9,70 aAB	<b>2,02</b>	6,00 aA	<b>1,51</b>
3	15	13,66 aB	<b>2,34</b>	11,89 aB	<b>2,65</b>

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05); % – percentual do N total que foi imobilizado na biomassa microbiana do solo; q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Dez meses depois (final do 2º ciclo da cultura do arroz), na camada de 0-5cm, houve um aumento na quantidade de N imobilizado e a diferença entre as quantidades imobilizadas pelos *wetlands* construídos e controles (Tabela 5.23) foi pequena. Os dados não permitiram se chegar a qualquer conclusão sobre a interferência das plantas nesse processo. Todavia, sabe-se que as raízes das plantas, nesse período, se encontravam em processo de decomposição devido ao corte da planta para rebrota, o que pode ter interferido no processo de imobilização microbiana.

Tabela 5.23. N da biomassa microbiana do solo (mg N/kg solo) das camadas de 0-5 e 5-20cm dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N da biomassa microbiana do solo							
		Prof. 0-5cm				Prof. 5-20cm			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		(mg N/kg solo)	%	(mg N/kg solo)	%	(mg N/kg solo)	%	(mg N/kg solo)	%
1	4	8,84 aA	<b>1,66</b>	10,92 aA	<b>2,86</b>	9,38 aA	<b>2,62</b>	7,73 aA	<b>3,24</b>
2	8	17,20 aA	<b>2,58</b>	18,38 aAB	<b>3,46</b>	14,32 bA	<b>2,52</b>	4,96 aA	<b>1,18</b>
3	15	27,91 aB	<b>3,15</b>	22,30 aB	<b>3,07</b>	13,39 bA	<b>2,35</b>	6,65 aA	<b>1,51</b>

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05); % – percentual do N total que foi imobilizado na biomassa microbiana do solo; q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Nota-se que a imobilização tende a ser maior na camada superficial (0-5cm) do solo e a aumentar em função da taxa de aplicação do esgoto. Como consequência desse processo, a ciclagem dos nutrientes nessa camada pode ter sido mais rápida (Ferreira *et al.*, 2003) e a qualidade da matéria orgânica, remanescente no solo, de maior qualidade.

A dinâmica da imobilização do N nos microrganismos em solos adubados com esgoto é muito diferente daquela de solos com adubação convencional. Nestes, a imobilização microbiana aumenta com o aumento da relação C/N e com a redução da taxa de decomposição da matéria orgânica (Perez *et al.*, 2005). Nos solos que receberam aplicação de esgoto por um período de dez meses ocorreu o inverso. À medida que a relação C/N diminuiu (Tabelas 5.28 a 5.30, págs. 124 e 125) e a atividade microbiana aumentou (Tabelas 5.56, pág. 151) e houve um acréscimo do N da biomassa microbiana (Tabela 5.23).

- **Perdas por desnitrificação e volatilização**

As perdas por desnitrificação e volatilização não foram quantificadas. A análise da ocorrência ou não desses processos foi realizada com base nos resultados do N obtidos experimentais e de outros parâmetros direta ou indiretamente relacionados, embasando-se na revisão de literatura.

### ***Desnitrificação***

Como não houve a recuperação da capacidade de tamponamento do pH, que geralmente acontece no processo de desnitrificação pela produção da alcalinidade (Garbossa, 2003); com os baixos valores dos pH dos solos e efluentes, indicando acidez e, também, com a presença de oxigênio nos solos; poder-se-ia inferir que não ocorreu perda por desnitrificação. Contudo, segundo Pereira-Ramirez *et al.* (2003), tem sido mostrado que sob condições de pH ácido, a desnitrificação pode ocorrer na presença de oxigênio.

Outro fator que pode justificar a ocorrência ou não da desnitrificação nos solos dos sistemas estudados é a relação C/N. Segundo Garbossa (2003), com uma relação C/N próxima de 10, a desnitrificação não ocorre. Este mesmo autor citando Her e Huang (1995) e Santos *et al.* (2002) afirmam que a melhor relação C/N para haver a



desnitrificação encontra-se próxima de 1 e explica que o uso de uma relação C/N abaixo da ideal leva ao acúmulo de nitrito devido à falta de doador de elétrons implicar em impedimento da completa desnitrificação. O acúmulo do nitrito nos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 possivelmente não ocorreu porque as relações C/N dos sistemas encontravam-se acima de 7,0. Contudo, houve perdas e, no final do segundo ciclo, elas foram maiores nas camadas de 5-20cm.

A desnitrificação pode ter ocorrido em algumas zonas anaeróbias das camadas mais internas dos solos onde a biomassa fixa anóxica tem capacidade para realizar esses processos.

Essas zonas possivelmente localizavam-se em pontos isolados, pois as concentrações de OD nos efluentes foram superiores a 1 mg/L (Tabela 5.34 pág. 128), indicando um certo nível de aeração no interior dos solos. Quando as concentrações de OD chegam a esse valor, a taxa de desnitrificação decresce linearmente para zero (Randall *et al.*, 1992 *apud* Ramirez *et al.*, 2003), portanto, em grande área das camadas dos solos prevaleceram os processos aeróbios, podendo a desnitrificação ter ocorrido em zonas anaeróbias isoladas, ou até mesmo nas zonas aeróbias como já foi observada por outros autores.

### ***Volatilização da amônia***

O N amoniacal presente no esgoto encontrava-se praticamente todo na forma de amônio que não é passível de volatilização. Contudo, no momento da inundação da camada superficial, pode ter ocorrido elevação do pH do esgoto aplicado, favorecendo a perda por volatilização da amônia (N-NH<sub>3</sub>) (Arth e Frenzel, 2000).

Como a dinâmica de um solo que recebe esgoto é totalmente diferente daquela de solos naturais, pode ter ocorrido reações nos solos que proporcionaram condições para a transformação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em N-NH<sub>3</sub>, que em seguida foi volatilizada, mesmo em condições de acidez. Embora a volatilização da amônia só ocorra em valor de pH próximo a 10 (Metcalf e Eddy, 1991; Zanutelli, 2002), já foi observado esse processo em solos ácidos irrigados com efluente de esgoto (Smith *et al.*, 1996). Pode, também,

ter ocorrido perda por volatilização da N-NH<sub>3</sub> que faz parte dos exsudatos de compostos liberados pelas plantas (Andreoli, 2001).

### 5.3. DESENVOLVIMENTO E PRODUTIVIDADE DA PLANTA DO ARROZ

O predomínio do N amoniacal e a presença de outros nutrientes no esgoto afluente, prontamente disponíveis para serem absorvidos, favoreceram o desenvolvimento da planta (Figura 5.14) e a produtividade dos grãos (Tabela 5.24), durante o primeiro ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).



Figura 5.14. Planta do arroz no início da floração dos grãos.

Em todos os três sistemas, as plantas do arroz das unidades *wetlands* construídos apresentaram boa produtividade de grãos e de massa vegetal. A produtividade cresceu à medida que a carga de esgoto aplicada aumentou (Tabela 5.24).

Tabela 5.24. Produção média dos grãos e da massa vegetal do arroz no 1º ciclo (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Peso (g)				Área do tambor (m <sup>2</sup> )
		Folhas	Panículas + cascas dos grãos	Folhas + panículas e cascas de grãos	Grãos em casca	
1	4	126,90 A	61,69	188,59 A	181,16 A	0,26
2	8	184,91 B	65,64	250,55 B	233,98 B	
3	15	202,56 B	70,95	273,51 B	254,55 B	

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* construídos e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Ao dobrar a carga de esgoto aplicada de 4cm/d para 8cm/d, houve um aumento altamente significativo ( $p < 0,01$ ) na produção de folhas e de grãos. Aumentando-se a

carga de 8cm/d para 15cm/d não houve alteração significativa no peso das folhas e nem na quantidade de grãos produzidos (Tabela 5.24).

Nota-se, portanto, que ao aumentar a taxa de aplicação do esgoto, se obtém maiores produtividades. Mas, há uma tendência à quantidade de esgoto aplicado deixar de interferir na produção, uma vez que não houve diferença significativa entre as produções dos sistemas 2 (8cm/d) e 3 (15cm/d) (Tabela 5.24).

No segundo ciclo, a planta não se desenvolveu adequadamente e nem produziu grãos (Figura 5.15).



Figura 5.15. Planta do arroz no final do 2º ciclo.

O precário desenvolvimento possivelmente não foi causado por excesso de N nos grãos, uma vez que até o final de operação dos sistemas, os teores de N aplicados, via esgoto, foram inferiores à quantidade estabelecida para a produção de 1000kg de grãos de arroz em casca, que, segundo Fornasieri Filho e Fornazieri (1993) citando Furlani *et al.*, (1977), seria de 11,6kg de N (Tabela 5.25).

Tabela 5.25. Doses de N aplicadas no solo, estimativa da produção de grãos em casca e quantidade de N que deveria ser aplicada para atingir a referida produção.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Doses de N aplicadas via esgoto (kg/ano)	Produção de grãos em casca (kg/ano) estimada	Doses de N que deveriam ser aplicadas para a produção estimada (kg)
1	4	41,49	13.846,16	160,61
2	8	56,83	17.692,30	205,23
3	15	87,51	19.230,76	223,16

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Considerando esses dados para uma área cultivada de 1ha e calculando-se proporcionalmente as quantidades de N que deveriam ser aplicadas para as produções estimadas (Tabela 5.26), notou-se que a adubação com o esgoto atingiria uma produção superior à desejada (Tabela 5.25) sem causar toxidez por excesso de N.

Tendo em vista a pequena área cultivada, a produção de grãos pelos *wetlands* construídos no primeiro ciclo da cultura foi alta (Tabela 5.24). Convertendo-se o peso dos grãos para t/ha.ano e, considerando-se que com o replantio da cultura, no segundo ciclo, a produção seria semelhante ao do primeiro ciclo, estimou-se a produção anual de arroz nos sistemas *wetlands* construídos (Tabela 5.26).

Tabela 5.26. Estimativa da produção de grãos em casca dos sistemas *wetlands* construídos se fosse utilizada uma área de 1ha (10.000m<sup>2</sup>).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Produção de grãos em casca (t/ha)		
		1º ciclo	Nº ciclos	Anual
1	4	6,97	2	13,93
2	8	8,99		17,99
3	15	9,79		19,53

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Em um único ciclo a produção em uma área de 1ha seria aproximadamente igual àquela obtida pela EMBRAPA (7,26 t/ha) nos ensaios realizados com essa mesma cultivar (BRS-GO Guará) utilizada nesses experimentos.

Nessas condições, a produtividade anual do arroz seria, no mínimo, aproximadamente de 3,6 e, no máximo, de 5,0 vezes, superior à média nacional de produção de arroz no ano de 2006, que foi de 3,9 t/ha.ano (IBGE, 2007). Esses dados mostram que os *wetlands* construídos têm a capacidade de gerar tanto benefícios ambientais quanto financeiros, pois além de proporcionar o tratamento dos esgotos, podem ao mesmo tempo produzir grãos em quantidades satisfatórias para a sua comercialização.

Considerando o consumo médio de arroz no Brasil (75kg/hab.ano) tomando por base o grão em casca (EMBRAPA, 2005), a produção estimada para os sistemas 1, 2 e 3, poderia abastecer, respectivamente, 18 (185 hab), 24 (236 hab) e 26 (256 hab) famílias anualmente, de uma cidade com população de 50.000 habitantes, apresentando em média, 5.000 famílias.

A alta produtividade do arroz pode ser atribuída, entre outros fatores, às elevadas doses de N aplicadas, via irrigação com o esgoto (Silva *et al.*, 2004).

Com uma carga de 4 ou de 8cm/d, a quantidade de N alocada para os grãos é praticamente semelhante, porém, quando há um aumento da carga para 15cm/d os grãos produzidos apresentam maior teor de N (Tabela 5.27) e, portanto, melhor qualidade nutricional.

Tabela 5.27. Quantidade (mg/kg) e percentual (%) de N alocado para os grãos no 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	N total remanescente no solo (mg N/kg solo)	N alocado para os grãos	
			mg/kg solo	%
1	4	366,17	1,65	2,24
2	8	479,06	1,44	2,01
3	15	584,43	3,24	2,10

% - Percentual do N total que foi alocado para os grãos; q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

#### 5.4. RELAÇÃO C/N DO SOLO

Antes da aplicação do esgoto para tratamento, a relação C/N do solo era de 12,65. Após o primeiro ciclo da cultura do arroz (cinco meses de operação dos sistemas), essa relação diminuiu, variando em função da taxa de aplicação do esgoto e da condição do solo – se plantado (*wetlands* construídos) ou sem planta (controles) (Tabela 5.28).

Tabela 5.28. Relação C/N na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Wetlands construídos			Controles		
		N total (g/kg)	C orgânico (g/kg)	Relação C/N	N total (g/kg)	C orgânico (g/kg)	Relação C/N
1	4	0,37	3,53	<b>9,54</b>	0,28	4,10	<b>14,64</b>
2	8	0,48	3,37	<b>7,02</b>	0,40	3,87	<b>9,67</b>
3	15	0,58	4,20	<b>7,24</b>	0,45	3,90	<b>8,67</b>
Relação C/N do solo antes da aplicação do esgoto		<b>12,65</b>					

Com a aplicação de doses crescentes de esgoto, houve maior incorporação de C e N no solo, estimulando a atividade microbiana, mineralizando a MO e diminuindo a relação C/N. A continuidade da aplicação do esgoto levou ao acréscimo nos teores de C e N com conseqüentes aumentos nas relações C/N dos solos (Tabela 5.29 e 5.30).

Tabela 5.29. Relação C/N na camada de 0-5 cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Wetlands construídos			Controles		
		N total (g/kg)	C orgânico (g/kg)	Relação C/N	N total (g/kg)	C orgânico (g/kg)	Relação C/N
1	4	0,53	8,17	<b>15,36</b>	0,38	6,57	<b>17,23</b>
2	8	0,67	8,63	<b>12,93</b>	0,53	6,67	<b>12,54</b>
3	15	0,89	10,27	<b>11,60</b>	0,73	6,77	<b>9,31</b>
<b>Relação C/N do solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>12,65</b>					

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.30. Relação C/N na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Wetlands construídos			Controles		
		N total (g/kg)	C orgânico (g/kg)	Relação C/N	N total (g/kg)	C orgânico (g/kg)	Relação C/N
1	4	0,36	6,37	<b>17,76</b>	0,24	6,80	<b>28,54</b>
2	8	0,57	7,37	<b>12,94</b>	0,42	5,85	<b>13,97</b>
3	15	0,57	7,03	<b>12,35</b>	0,44	5,43	<b>12,30</b>
<b>Relação C/N do solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>12,65</b>					

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Nota-se uma tendência da relação C/N ser menor nos solos plantados. Isso se deve ao fato de os microrganismos rizosféricos serem mais ativos, pois eles têm uma grande importância na ciclagem dos nutrientes. A quantidade de C consumida durante o processo de nitrificação e decomposição da matéria orgânica dos solos dos *wetlands* construídos foi maior, implicando em uma relação C/N menor.

## 5.5. pH DO SOLO E DO EFLUENTE

O pH do solo era, em média, de 5,3, após a percolação do esgoto, com pH de aproximadamente 7,0, houve acidificação do meio, com conseqüente redução nos valores do pH dos solos (Tabela 5.31) e efluentes (Tabela 5.32). Essa acidificação possivelmente ocorreu devido:

- ao consumo da alcalinidade do esgoto (Tabela 5.33) durante a nitrificação;
- à produção de CO<sub>2</sub> e ácidos orgânicos pela degradação dos resíduos biodegradáveis do esgoto (Bouwer e Chaney, 1974);
- à liberação de íons H<sup>+</sup> tanto no momento da absorção de cátion monovalente pela planta (Fonseca, 2001) como do alumínio trocável no decorrer da decomposição da MO. Os íons de H<sup>+</sup> são liberados no ciclo do nitrogênio durante o processo de volatilização (H<sup>+</sup>), nitrificação (2H<sup>+</sup>) e assimilação do amônio (H<sup>+</sup>) (Fageria *et al*, 2003).

Tabela 5.31. pH das amostras das camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Valores de pH dos solos					
		1º ciclo (Dez/05-Abr/06)		2º ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Prof. 0-5cm		Prof. 0-5cm		Prof.5-20cm	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	4,12	3,64	3,77	3,71	3,70	3,75
2	8	4,15	3,79	3,99	3,69	3,65	3,66
3	15	4,39	3,87	3,87	4,09	3,66	3,74
pH do solo antes da aplicação do esgoto		5,3					

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Teoricamente, a acidez é caracterizada pelos teores de H<sup>+</sup> e Al no solo, mas na prática, é um complexo de vários fatores incluindo deficiências e/ou toxidez nutricionais e redução de atividade microbiana benéfica às plantas (Fageria *et al.*, 2003).

Tabela 5.32. Valores médios de pH do afluente (esgoto) e efluentes produzidos pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Valores de pH efluentes			
		1º ciclo (Dez/05-Abr/06)		2º ciclo (Mai/06-Set/06)	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	5,08 ± 0,47	4,92 ± 0,42	4,52 ± 0,28	4,69 ± 0,32
2	8	4,88 ± 0,54	4,27 ± 0,58	4,49 ± 0,25	3,77 ± 0,05
3	15	4,88 ± 0,71	4,92 ± 0,52	3,82 ± 0,10	4,90 ± 0,31
Valores de pH afluente		7,13 ± 0,20		7,29 ± 0,08	

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.33. Concentrações médias de alcalinidade afluente (esgoto) e efluentes ± desvio padrão das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06 .

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Concentrações efluentes de alcalinidade (mg/L)			
		1º ciclo (Dez/05-Abr/06)		2º ciclo (Mai/06-Set/06)	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	1,85 ± 2,02	1,31 ± 1,50	2,43 ± 2,14	1,05 ± 1,42
2	8	0,89 ± 1,69	0,43 ± 1,37	1,27 ± 1,93	0,62 ± 1,64
3	15	2,15 ± 2,36	2,99 ± 3,4	3,20 ± 2,22	2,99 ± 2,78
Concentração afluente de alcalinidade (mg/L)		139,24 ± 21,14		133,80 ± 13,84	

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A acidificação do solo pode ter contribuído para o desenvolvimento limitado da cultura durante o segundo ciclo, uma vez que o pH adequado para o arroz irrigado é de 4,9 e, nessas condições, há uma maior incidência de doenças, principalmente, fungicas, que prejudicam o crescimento da planta (Fageria *et al.*, 2003).

A acidez do solo no decorrer do primeiro ciclo da cultura não influenciou no seu desenvolvimento porque os valores de pH dos solos no período do desenvolvimento da planta possivelmente encontravam-se pouco abaixo do adequado para cultivo do arroz irrigado e foi compensado pelo pH do esgoto (Tabela 5.32). No segundo ciclo, o corte



da planta e redução um pouco maior nos valores de pH dos solos, possivelmente contribuíram para o seu desenvolvimento limitado.

Os valores de pH dos efluentes encontravam-se abaixo da faixa limite (5,0 e 9,0) para lançamento em corpos d'água receptores (CONAMA nº 357/05), havendo, portanto, a necessidade da sua correção. Optando-se pela reutilização na irrigação de outras culturas sem realizar a correção do pH, seria imprescindível a investigação daquelas espécies tolerantes à acidez.

## 5.6. OXIGENAÇÃO DOS SOLOS

A quantidade de oxigênio atmosférico transferido para o interior do solo não foi medida. Contudo, as concentrações médias de OD nos efluentes (Tabela 5.34) permitem inferir que, independente da taxa de aplicação hidráulica, a intermitência e o regime de operação com fluxo não saturado favoreceram aeração suficiente dos solos possibilitando a ciclagem de nutrientes que possui etapas estritamente aeróbias.

Tabela 5.34. Concentrações médias de OD (mg/L)  $\pm$  desvio padrão do afluente (esgoto) e dos efluentes das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Concentração efluentes (mg/L) $\pm$ desvios Padrões			
		1º ciclo (Dez/05 – Abr/06)		2º ciclo (Mai/06 – Ago/06)	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	1,50 $\pm$ 0,16	1,44 $\pm$ 0,18	1,52 $\pm$ 0,14	1,34 $\pm$ 0,19
2	8	1,51 $\pm$ 0,08	1,51 $\pm$ 0,18	1,47 $\pm$ 0,17	1,43 $\pm$ 0,19
3	15	1,46 $\pm$ 0,15	1,43 $\pm$ 0,13	1,47 $\pm$ 0,12	1,36 $\pm$ 0,16
Concentração de OD (mg/L) do esgoto afluente		<b>0,11 <math>\pm</math> 0,02</b>			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As concentrações nos efluentes foram significativamente superiores aos valores afluentes (Tabela 5.34) e próximas ao limite (2mg/L) exigido para o tratamento secundário.

A infiltração lenta do esgoto no solo, possivelmente proporcionou grande interação entre o fluido e o solo, colaborando para o aumento dos teores de OD, pois, quando se trabalha com infiltração rápida, pode-se impedir a maior interação entre o líquido e o leito e reduzir os valores de OD efluentes (Tonetti *et al.*, 2005).

As variações nas concentrações afluentes e efluentes dos três sistemas ao longo do período monitorado podem ser observadas nas Figuras 5.16 a 5.18.

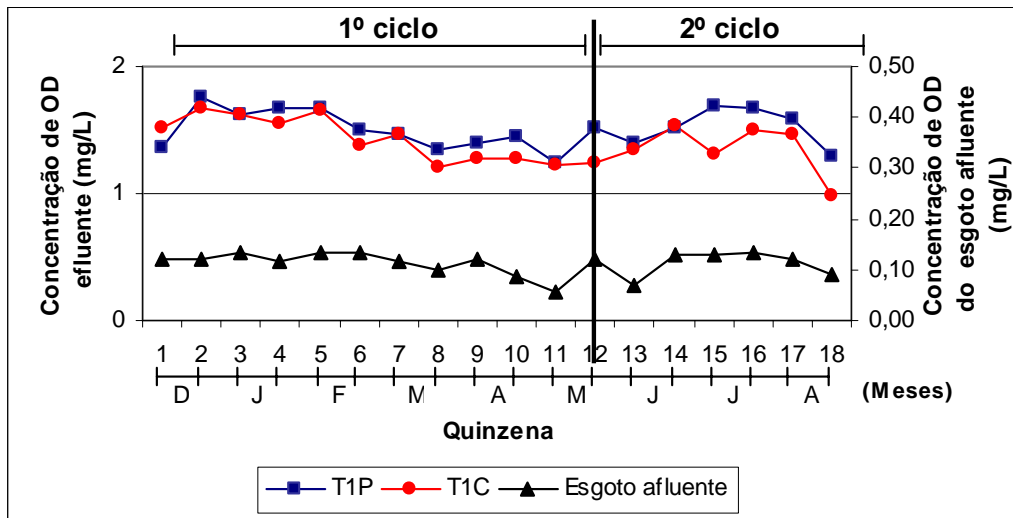


Figura 5.16. Concentrações médias de OD nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do *Sistema 1* no período de Dez/05-Ago/06.

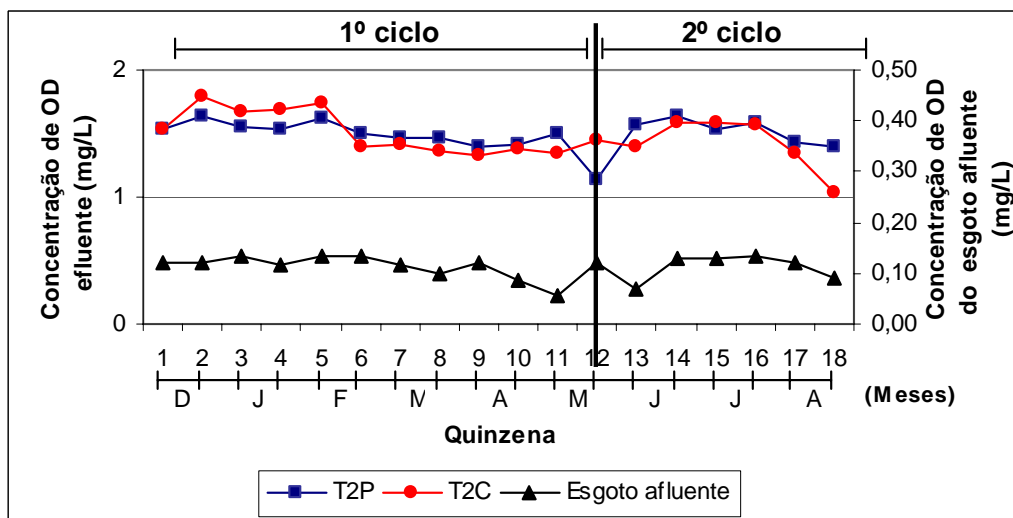


Figura 5.17. Concentrações médias de OD afluente (esgoto) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do *Sistema 2* no período de Dez/05-Ago/06.

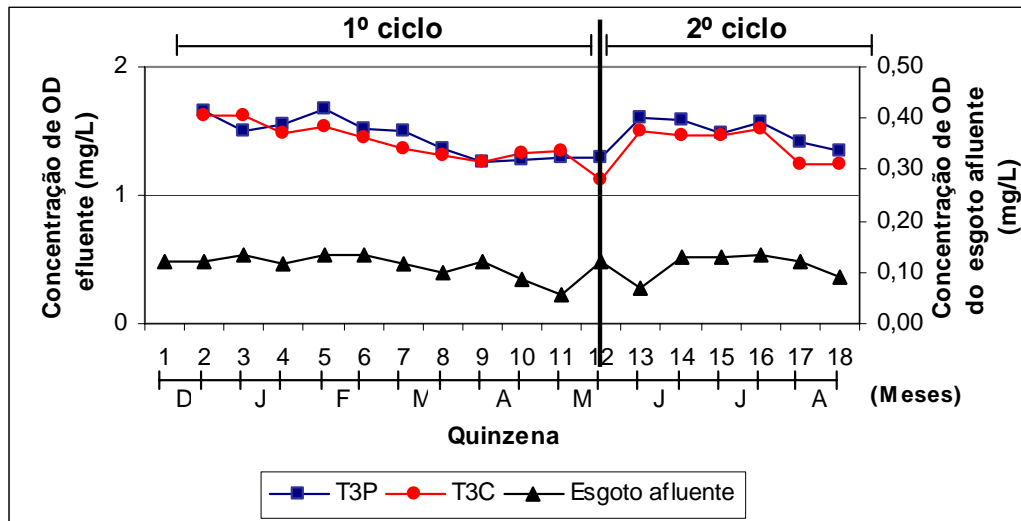


Figura 5.18. Concentrações médias de OD nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06.

## 5.7. REMOÇÃO DE SAIS

Normalmente, em sistemas *wetlands* construídos com meios suportes tradicionais, há aumento na salinidade dos efluentes produzidos como já foi observado por Meira (2004), Costa *et al.*, (2003) e Queiroz (2001).

Os sistemas com solo natural modificado foram capazes de remover uma pequena quantidade de sais do esgoto afluente, apresentando melhor desempenho durante o primeiro ciclo da cultura. As concentrações médias de sais nos efluentes podem ser observadas pelos valores da condutividade elétrica (Tabela 5.35).

As elevadas concentrações de sais nos efluentes foram atribuídas ao processo de lixiviação, proporcionado pela acidez dos solos que aumentou no segundo ciclo, elevando ainda mais as concentrações nos efluentes produzidos pelas unidades experimentais.

Durante o primeiro ciclo da cultura, praticamente não houve diferença na capacidade dos solos do *wetlands* construídos (plantados) e controles (sem planta) em remover os sais presentes no esgoto. No segundo ciclo, os controles se mostraram pouco mais eficientes na remoção de sais. As menores remoções dos *wetlands* construídos,

provavelmente se devem à maior quantidade de sais que esses sistemas recebem, pela liberação de compostos ricos em sais exsudados pelas raízes.

Tabela 5.35. Valores médios de condutividade elétrica (CE) dos efluentes afluentes e dos efluentes  $\pm$  desvio padrão das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Valores de CE efluentes $\pm$ desvio padrão e eficiências de remoção (%)							
		1º Ciclo (Dez/05-Mai/06)				2º Ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		VL ( $\mu$ mhos)	%	VL ( $\mu$ mhos)	%	VL ( $\mu$ mhos)	%	VL ( $\mu$ mhos)	%
1	4	395 $\pm$ 120	34,82	393 $\pm$ 57	35,15	567 $\pm$ 84	10,99	521 $\pm$ 59	18,21
2	8	421 $\pm$ 71	35,52	473 $\pm$ 0,5	21,95	563 $\pm$ 60	11,62	582 $\pm$ 63	8,63
3	15	424 $\pm$ 110	30,03	383 $\pm$ 78	36,80	540 $\pm$ 68	15,23	470 $\pm$ 76	26,22
Valores de CE afluentes ( $\mu$ mhos/cm)		606 $\pm$ 58,37				637 $\pm$ 40,00			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Essa pequena eficiência na remoção de sais é importante para o controle da salinização e da sodificação dos solos, uma vez que o excesso de sais e sódio nos solos pode causar, respectivamente, toxidez às plantas e redução da porosidade.

Em sistemas de tratamento de esgoto por disposição no solo se têm duas opções para a remoção de sais. A primeira é proporcionar condições para que os sais fiquem retidos no solo, o que pode ser conseguido por meio da calagem. A segunda é deixar o solo na condição ácida, facilitando a lixiviação dos sais para, em um processo subsequente, removê-los por precipitação química ou até mesmo com uso de plantas resistentes à salinidade. Outra possibilidade é a utilização de plantas tolerantes à salinidade.

Optando-se pela retenção dos sais no solo, deve-se estabelecer a melhor forma de operação que possa viabilizar a utilização dos sistemas para a vida útil à qual foram projetados. O “arranjo” entre o manejo do solo e da planta e os parâmetros operacionais deve ser bem definido, a fim de assegurar a eficiência do tratamento sem reduzir a condutividade hidráulica do solo visando garantir a sustentabilidade do processo. Não

sendo possível a construção de um sistema com a configuração ótima, julga-se mais prudente que os sais sejam removidos em processos subseqüentes.

As variações nas concentrações de sais no afluente (esgoto) e nos efluentes produzidos pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, ao longo de todo o período experimental, podem ser observadas a partir dos valores de CE nas Figuras 5.19 a 5.21.

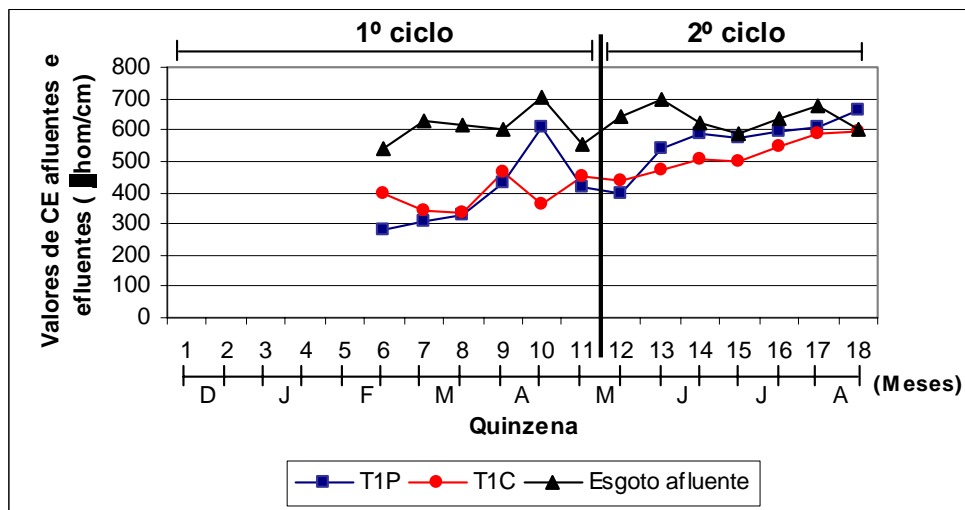


Figura 5.19. Valores de CE nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1, no período de Dez/05-Ago/06.

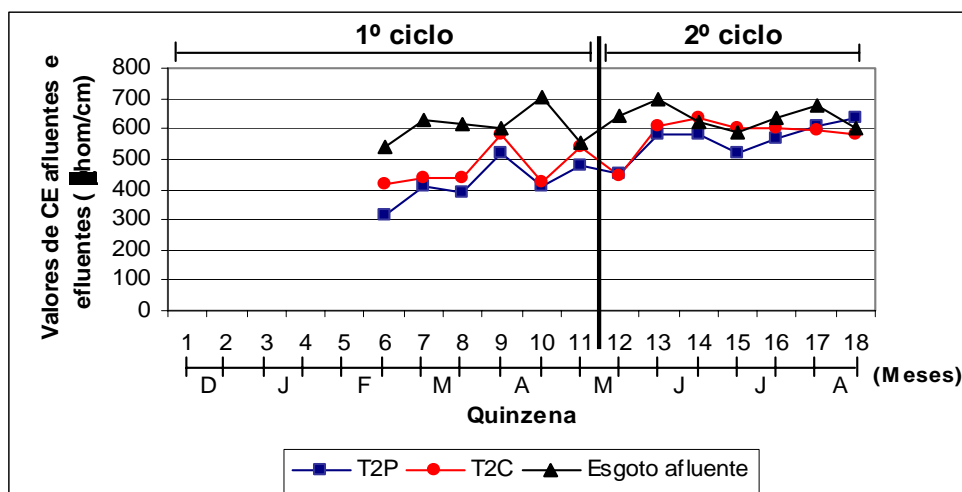


Figura 5.20. Valores de CE nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2, no período de Dez/05-Ago/06.

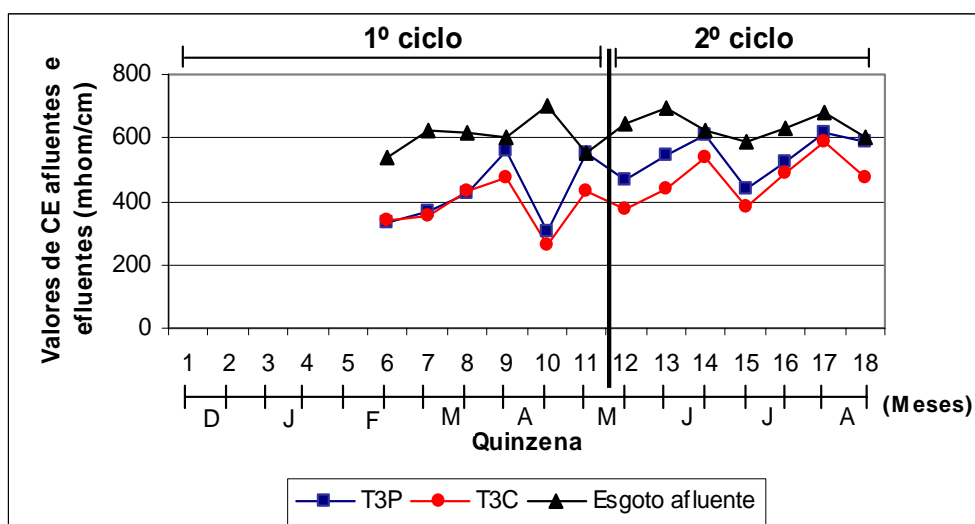


Figura 5.21. Valores de CE nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06.

### 5.7.1. Salinização e sodificação dos solos

O grau médio de salinidade do esgoto doméstico pode causar problemas de salinização e sodificação dos solos utilizados como substratos de sistemas *wetlands* construídos.

Após o primeiro ciclo da cultura do arroz, houve redução dos teores de cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{+2}$ ) (Tabela 5.36) e aumento da quantidade de sódio ( $\text{Na}^{+}$ ) e potássio ( $\text{K}^{+}$ ) (Tabela 5.37) nas camadas de 0-5cm dos solos. Possivelmente, parte do  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  presentes nos solos foram lixiviados e ocorreu a sua substituição por pequenas quantidades de  $\text{Na}^{+}$ .

Tabela 5.36. Concentração  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05- Abr/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$\text{Ca}^{2+}$ (cmol/dm <sup>3</sup> )		$\text{Mg}^{2+}$ (cmol/dm <sup>3</sup> )	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	0,23	0,20	0,10	0,10
2	8	0,20	0,20	0,10	0,10
3	15	0,20	0,23	0,10	0,10
Concentrações de $\text{Ca}^{2+}$ e $\text{Mg}^{2+}$ (cmol/dm <sup>3</sup> ) no solo antes da aplicação do esgoto		0,90		0,40	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.37. Concentração de  $K^+$  e  $Na^+$  na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05- Abr/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$K^+$ (cmol/dm <sup>3</sup> )		$Na^+$ (cmol/dm <sup>3</sup> )	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,05	0,04	0,05	0,03
2	8	0,07	0,04	0,05	0,05
3	15	0,13	0,06	0,09	0,04
<b>Concentrações de <math>K^+</math> e <math>Na^+</math> (cmol/dm<sup>3</sup>) no solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>0,10</b>		<b>0,01</b>	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

No final do segundo ciclo da cultura, nas camadas de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1 e 2, os teores de  $Ca^{+2}$  permaneceram praticamente inalterados e no sistema 3, houve um pequeno incremento. Os teores de  $Mg^{+2}$  não foram alterados (Tabelas 5.38), enquanto os teores de  $K^+$  nos solos dos *wetlands* construídos e controles do sistema 3 aumentaram (Tabela 5.39) e quando houve aumento nos teores de  $Na^+$  foi insignificante. Os teores de  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  na camada de 0-20cm dos solos (Tabela 5.40) praticamente foram iguais aos das camadas de 0-5cm (Tabela 5.38), enquanto os de  $K^+$  e  $Na^+$  foram menores (Tabela 5.41).

Tabela 5.38. Concentração  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$Ca^{+2}$ (cmol/dm <sup>3</sup> )		$Mg^{+2}$ (cmol/dm <sup>3</sup> )	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,20	0,23	0,10	0,10
2	8	0,20	0,20	0,10	0,10
3	15	0,33	0,40	0,10	0,10
<b>Concentrações de <math>Ca^{+2}</math> e <math>Mg^{+2}</math> (cmol/dm<sup>3</sup>) no solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>0,90</b>		<b>0,40</b>	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.39. Concentração de  $K^+$  e  $Na^+$  na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$K^+$		$Na^+$	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,13	0,19	0,04	0,03
2	8	0,23	0,06	0,09	0,05
3	15	0,20	0,23	0,09	0,09
Concentrações de $K^+$ e $Na^+$ ( $cmol/dm^3$ ) no solo antes da aplicação do esgoto		0,10		0,01	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.40. Concentração  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$Ca^{2+}$ ( $cmol/dm^3$ )		$Mg^{2+}$ ( $cmol/dm^3$ )	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,20	0,20	0,10	0,10
2	8	0,20	0,20	0,10	0,10
3	15	0,30	0,37	0,10	0,10
Concentrações de $Ca^{2+}$ e $Mg^{2+}$ ( $cmol/dm^3$ ) no solo antes da aplicação do esgoto		0,90		0,40	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.41. Concentração  $K^+$  e  $Na^+$  na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$K^+$ ( $cmol/dm^3$ )		$Na^+$ ( $cmol/dm^3$ )	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,07	0,32	0,04	0,04
2	8	0,10	0,04	0,06	0,04
3	15	0,11	0,12	0,07	0,06
Concentrações de $K^+$ e $Na^+$ ( $cmol/dm^3$ ) no solo antes da aplicação do esgoto		0,10		0,01	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A redução nos teores de  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$  após o início da aplicação do esgoto, possivelmente ocorreu devido à precipitação desses cátions proporcionada pela



alcalinidade do bicarbonato do esgoto. O aumento nos teores de  $\text{Na}^+$  provavelmente se deveu à maior solubilidade do carbonato de sódio (Melo *et al.*, 2001).

Com a continuidade da aplicação dos esgotos, os solos poderiam passar à condição de sódico ácido devido ao acúmulo de  $\text{Na}^+$ . Esse processo geralmente ocorre em regiões de altos índices pluviométricos (precipitação anual de 550-750 mm) (Santos, 2004). O Distrito Federal possui um índice pluviométrico anual de 1.675mm (Sampaio e De Paula, 1999), o que pode favorecer a condição de solo sódico ácido a médio ou longo prazo.

Como visto no capítulo da revisão bibliográfica, a salinidade e sodicidade dos solos são normalmente expressas pela Condutividade Elétrica (CE), Percentual de Sódio Trocável (PST) e Razão de Adsorção de Sódio (RAS).

Avaliando-se o grau de salinização e sodificação dos solos, de acordo com a classificação dos solos elaborada pelo laboratório de salinidade dos Estados Unidos descrita por Richard (1954), notou-se que, até o final da operação, os solos das camadas de 0-5 e 5-20cm dos três sistemas, tanto dos *wetlands* construídos como dos controles, encontravam-se na condição normal, ou seja, nem salino e nem sódico (Tabelas 5.42 a 5.44).

Tabela 5.42. Valores de CE, PST e pH na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura (Dez/05-Abr/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	CE (dS/m)		PST		pH	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,10	0,10	1,53	0,86	4,12	3,69
2	8	0,20	0,10	1,55	0,73	4,15	3,79
3	15	0,30	0,10	2,30	1,12	4,39	3,87
<b>Valores de CE, PST e pH dos solos antes da aplicação do esgoto</b>		<b>0,1</b>		<b>0,51</b>		<b>5,5</b>	

Obs: 1mmhos/cm = 1dS/m=mS/cm=1000µmhos/cm. (mmhos/cm – *millimhos* por centímetro; dS/m – *decisiemens* por metro; µmhos/cm – *micromhos* por centímetro);  $q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.43. Valores de CE, PST e pH da camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	CE (dS/m)		PST		pH	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	0,13	0,10	0,92	1,31	3,71	3,70
2	8	0,17	0,10	1,83	0,96*	3,69	3,65
3	15	0,23	0,13	1,83	2,11	4,09	3,66
Valores de CE, PST e pH dos solos antes da aplicação do esgoto		0,10		0,51		5,5	

Obs: 1mmhos/cm = 1dS/m=mS/cm=1000µmhos/cm. (mmhos/cm – millimhos por centímetro; dS/m – decisiemens por metro; µmhos/cm – micromhos por centímetro); \* maior valor de CTC; q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.44. Valores de CE, PST e pH da camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	CE (dS/m)		PST		pH	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	0,10	0,10	0,97	0,93	3,75	3,75
2	8	0,10	0,10	1,29	0,92	3,65	3,66
3	15	0,13	0,10	1,31	1,66	3,66	3,74
Valores de CE, PST e pH dos solos antes da aplicação do esgoto		0,1		0,51		5,5	

Obs: 1mmhos/cm = 1dS/m=mS/cm=1000µmhos/cm. (mmhos/cm – millimhos por centímetro; dS/m – decisiemens por metro; µmhos/cm – micromhos por centímetro); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A acidez dos solos proporcionou a lixiviação dos cátions básicos (Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, K<sup>+</sup>, e Na<sup>+</sup>) e de outros sais para as camadas mais profundas do solo e/ou para o efluente como pôde ser constatado pelos valores expressivos de CE (Tabela 5.35). Para não haver sodificação do solo, será necessário estabelecer formas de operação e manejo que possam manter os valores CE, PST e pH, menores, respectivamente, do que 4dS/m, 15% e 8,5.

Os riscos de salinização e de sodificação, foram avaliados segundo o diagrama para classificação da água de irrigação da “U.S. Salinity Laboratory Staff”, respectivamente, a partir da CE e da RAS. No final da operação dos sistemas, os solos dos *wetlands*

construídos e controles apresentavam riscos de salinização e sodificação baixos (Tabelas 5.45 e 5.46).

Tabela 5.45. RAS na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	Taxa aplicação efluente (cm/d)	RAS (mmol/L)	
		Wetlands construídos	Controles
1	4	0,12	0,08
2	8	0,13	0,10
3	15	0,20	0,12
RAS (mmol/L) do solo antes da aplicação do esgoto		0,01	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.46. RAS nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	RAS (mmol/L)			
		Prof. 0-5cm		Prof. 5-20cm	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	0,11	0,07	0,10	0,10
2	8	0,24	0,13	0,15	0,10
3	15	0,19	0,19	0,15	0,12
RAS (mmol/L) do solo antes da aplicação do esgoto		0,01			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Os maiores valores de CE dos *wetlands* construídos em relação aos controles permitem concluir que em solos plantados, o risco de salinização é maior do que naqueles sem planta. Essa maior susceptibilidade dos solos dos *wetlands* construídos à salinização deve-se a exsudação dos compostos ricos em sais pelas raízes e porque os sais do esgoto são depositados na zona radicular.

É óbvio que sistemas que recebem maiores cargas de esgoto têm tendência a atingir condição de salinidade e/ou sodicidade mais rápida do que aqueles cujas taxas de aplicações são menores, uma vez que a quantidade de sais aplicada é maior.

## 5.8. REMOÇÃO DOS SÓLIDOS

Nos três sistemas, o desempenho das unidades *wetlands* construídos e controles foi praticamente semelhante quanto à remoção de sólidos suspensos (Tabela 5.47). Essa remoção foi proporcionada pela retenção dos sólidos nas camadas do solo, principalmente na camada superficial por meio dos processos de filtração e sedimentação (Metcalf e Eddy, 1996). A fração orgânica referente a DBO em suspensão pode ter sido convertida por hidrólise à DBO solúvel e em seguida estabilizada pelos microrganismos (von Sperling, 1996).

Tabela 5.47. Concentrações médias afluentes e efluentes  $\pm$  desvio padrão, e eficiências de remoção de SS das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Concentrações de SS (mg/L) efluentes e eficiências de remoção (%)							
		1º Ciclo (Dez/05-Mai/06)				2º Ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
1	4	2,72 $\pm$ 3,79	<b>97,21</b>	4,73 $\pm$ 3,51	<b>95,25</b>	12,00 $\pm$ 4,00	<b>89,53</b>	9,46 $\pm$ 5,00	<b>91,74</b>
2	8	2,14 $\pm$ 2,26	<b>97,62</b>	1,95 $\pm$ 1,88	<b>97,76</b>	18,03 $\pm$ 7,00	<b>84,26</b>	1,21 $\pm$ 1,00	<b>98,94</b>
3	15	1,77 $\pm$ 1,50	<b>98,39</b>	3,17 $\pm$ 3,05	<b>96,92</b>	1,79 $\pm$ 1,00	<b>98,44</b>	11,81 $\pm$ 5,00	<b>89,69</b>
Concentração de SS afluente (mg/L)		<b>113,91 <math>\pm</math> 15,57</b>				<b>114,57 <math>\pm</math> 11,00</b>			

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As eficiências médias de remoção para os três sistemas operados nesta pesquisa (Tabela 5.47) foram superiores àquelas encontradas por outros autores. Neder, *et al.* (2000), por exemplo, tratando esgotos com sistemas *wetlands* construídos de fluxo horizontal e filtro de areia, com taxa de aplicação diária de 28cm/d em uma área de 1m<sup>2</sup> (equivalente a 7,8cm/d para uma área de 0,28m<sup>2</sup>), encontraram eficiências de remoção, respectivamente, de 58,47% e 60,11%. Nota-se, portanto, a importância do tipo de fluxo, do regime de operação e do tipo de meio suporte na remoção dos sólidos em suspensão.

As concentrações de SS nos efluentes foram bastante inferiores ao limite para lançamento torelado pela União Européia, que é de 35mg/L (Directive 91/271/EEC). As variações das concentrações médias de sólidos suspensos (SS) nos afluentes (esgotos) e efluentes produzidos pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos Sistemas 1, 2 e 3, no período de Dez/05-Ago/06, podem ser observadas nas Figuras 5.22 e 5.24.

Nota-se que as eficiências de remoção de SS pelos *wetlands* construídos e controles dos três sistemas diminuíram no final do primeiro ciclo da cultura. Durante o segundo ciclo, houve grande variação nas concentrações efluentes dos *wetlands* construídos e controles do sistema 1, com os controles apresentando eficiências pouco melhores. No sistema 2 os controles apresentaram melhores eficiências e no sistema 3 os *wetlands* construídos produziram efluentes com qualidades superiores.

As maiores concentrações de SS nos efluentes produzidos durante o segundo ciclo podem ter sido resultantes do desprendimento dos limos formados nos “pontos mortos” das tubulações que, no momento da coleta, foram carregados junto com os efluentes.

A remoção dos sólidos suspensos promoveu efluentes com valores médios de turbidez menores do que os limites aceitáveis (40 NTU) pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classe 1 (Tabela 5.48).

O afluente (esgoto) apresentava coloração amarela turva, ao percolar pelos leitos filtrantes (*wetlands* construídos e controles) a coloração passou a cristalina (Figura 5.25)

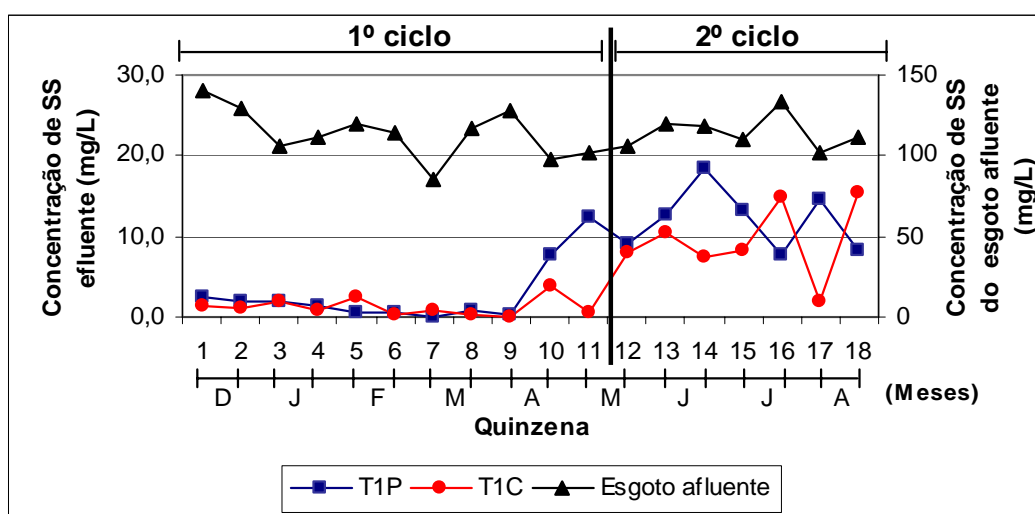


Figura 5.22. Concentrações médias de SS nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06.

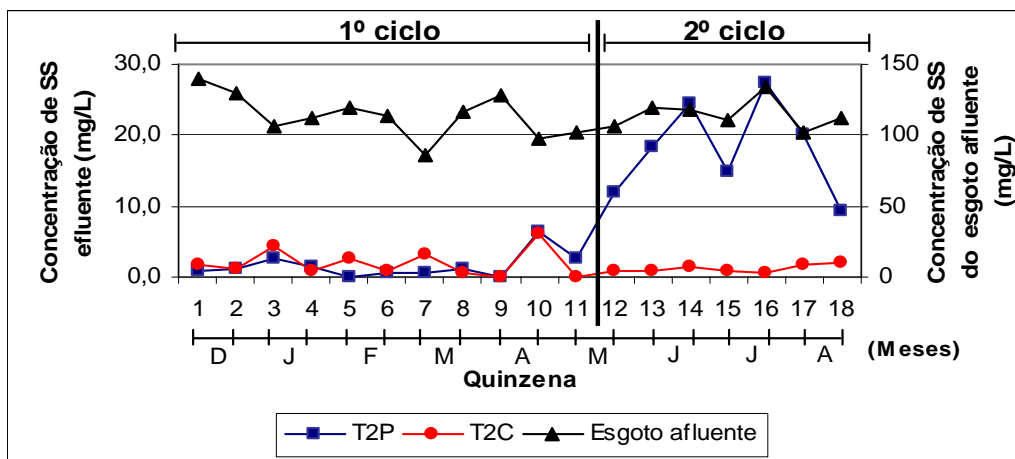


Figura 5.23. Concentrações médias de SS nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06.

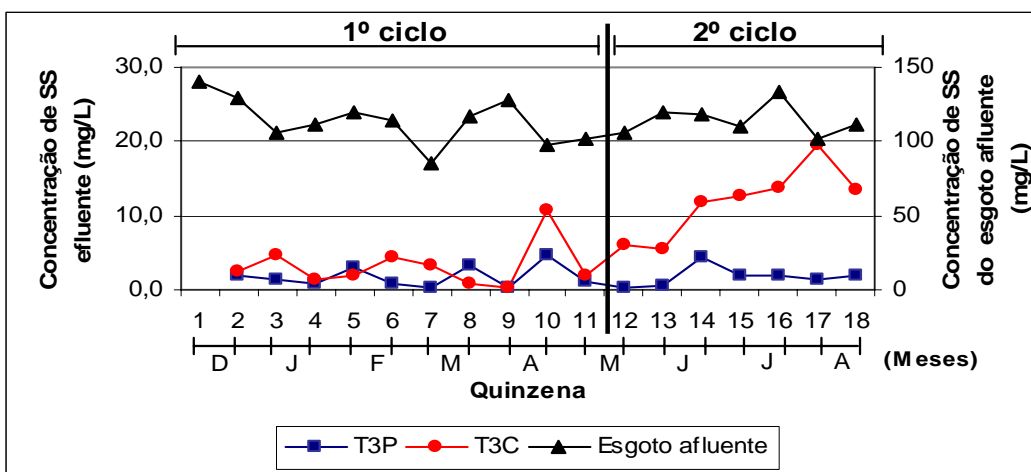


Figura 5.24. Concentrações médias de SS nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Tabela 5.48. Concentrações médias afluentes e efluentes  $\pm$  desvio padrão, e eficiências de remoção de Turbidez das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Concentrações de SS (mg/L) efluentes e eficiências de remoção (%)							
		1º Ciclo (Dez/05-Mai/06)				2º Ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
1	4	0,87 ± 0,89	<b>99,15</b>	3,84 ± 2,53	<b>96,25</b>	6,05 ± 1,61	<b>94,08</b>	5,64 ± 3,11	<b>94,48</b>
2	8	1,36 ± 1,86	<b>98,67</b>	1,88 ± 1,72	<b>98,16</b>	10,51 ± 4,14	<b>89,72</b>	1,30 ± 0,27	<b>98,73</b>
3	15	1,39 ± 0,60	<b>98,64</b>	2,58 ± 2,36	<b>97,47</b>	1,16 ± 0,86	<b>98,87</b>	7,77 ± 3,43	<b>92,40</b>
Concentração de Turbidez afluente (mg/L)		<b>102,29 ± 8,93</b>				<b>104,24 ± 7,34</b>			



Figura 5.25. Amostras do afluente e dos efluentes produzidos pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas experimentais.

## 5.9. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A remoção da matéria orgânica presente no esgoto ocorreu a partir do processo de mineralização pelos microrganismos decompositores produzindo e liberando gases como  $N_2$  ou  $N_2O$  e  $CO_2$  para a atmosfera e pelo acúmulo no solo.

No período estudado, foram lixiviadas para os efluentes concentrações médias de DBO inferiores a 3mg/L (Tabela 5.49), com exceção das unidades *wetlands* construídos dos sistemas 1 e 2 que durante o segundo ciclo apresentaram concentrações médias pouco superiores, a esse valor.

Tabela 5.49. Concentrações médias afluentes e efluentes  $\pm$  desvio padrão, e eficiências médias de remoção de DBO das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 no período de Dez/05-Abr/06.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Concentrações efluentes de DBO (mg/L) e eficiências de remoção (%)							
		1º Ciclo (Dez/05-Mai/06)				2º Ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Wetlands construídos		Controles		Wetlands construídos		Controles	
		mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
1	4	1,58 $\pm$ 1,41	<b>98,95</b>	1,44 $\pm$ 1,64	<b>99,04</b>	3,89 $\pm$ 2,78	<b>97,44</b>	2,54 $\pm$ 1,95	<b>98,33</b>
2	8	1,17 $\pm$ 0,78	<b>99,22</b>	1,60 $\pm$ 1,12	<b>98,94</b>	3,48 $\pm$ 2,04	<b>97,71</b>	1,22 $\pm$ 1,15	<b>99,19</b>
3	15	1,32 $\pm$ 1,30	<b>99,12</b>	0,96 $\pm$ 0,86	<b>99,36</b>	1,75 $\pm$ 1,29	<b>98,85</b>	2,15 $\pm$ 1,50	<b>98,56</b>
Concentração de DBO afluente (mg/L)		<b>150,45 <math>\pm</math> 30,30</b>				<b>152,00 <math>\pm</math> 35,21</b>			

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

As eficiências médias de remoção das unidades *wetlands* construídos e controles variaram entre 97 e 9%. Os sistemas, portanto, atingiram eficiências de remoção de DBO de tratamento secundário que varia entre 60 a 99% (von Sperling, 1996). Os efluentes produzidos possuíam concentrações de DBO comparáveis àquelas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classes 1 e 2 que devem conter, no máximo, respectivamente, 3 e 5mg/L de DBO.

As concentrações de DBO afluentes e efluentes aos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, ao longo do período experimental, podem ser observadas nas Figuras 5.26 a 5.28.

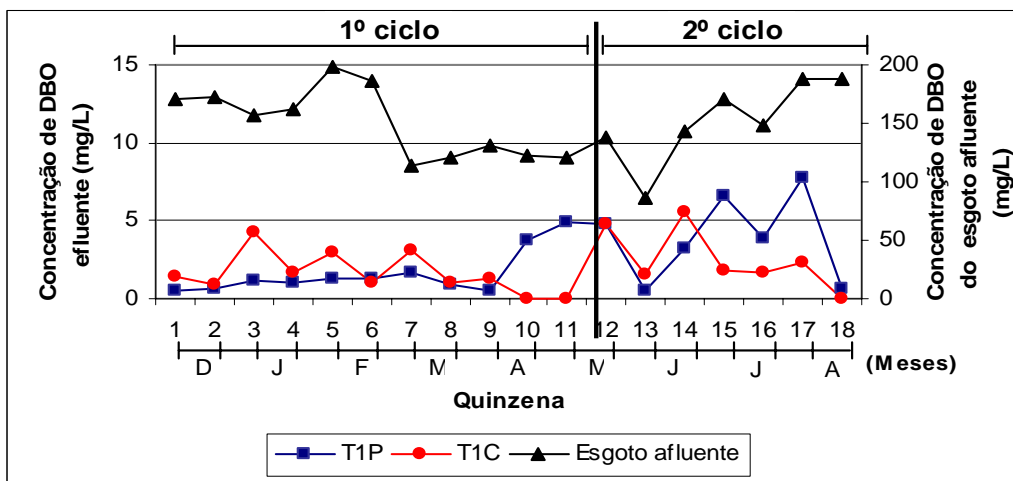


Figura 5.26. Concentrações médias de DBO nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06.

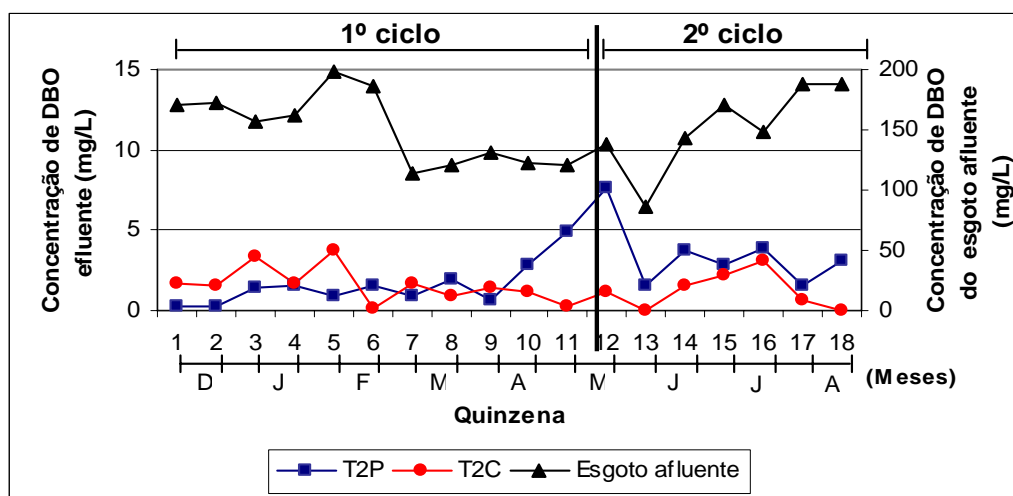


Figura 5.27. Concentrações médias de DBO nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06.



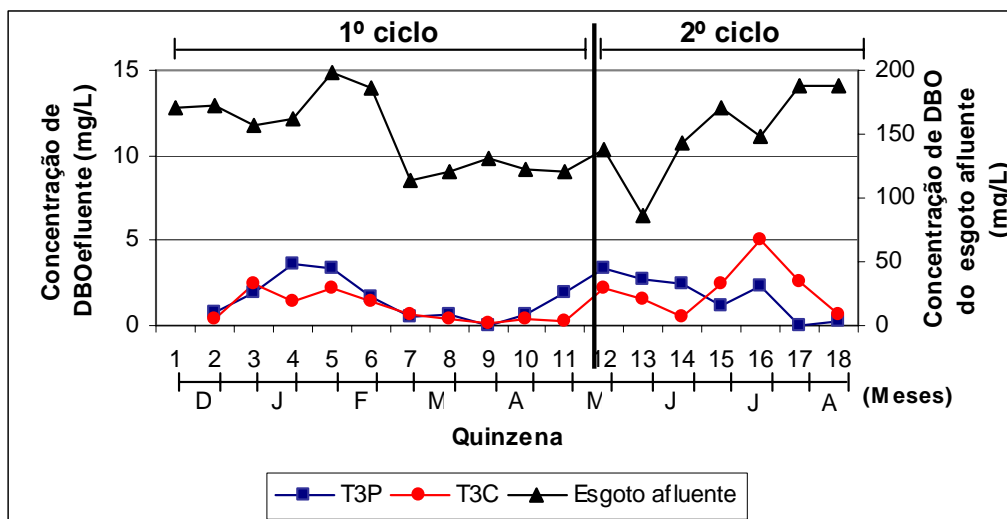


Figura 5.28. Concentrações médias de DBO nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Nota-se que a variabilidade nas concentrações efluentes foi mais acentuada durante o segundo ciclo da cultura, tanto nos *wetlands* construídos como nos controles. Essa maior variação ocorreu porque os incrementos nos teores de matéria orgânica do solo (MOS) favoreceram a lixiviação de uma pequena fração solúvel ou sólida.

Mesmo tendo ocorrido variações nas concentrações efluentes, foram bastante inferiores a 25mg/L e a 60mg/L que são os limite estabelecidos, respectivamente, pela União Européia (Directive 91/271/EEC) e pelas Deliberações Estaduais brasilienses (Nascimento, 1998) para o lançamento de efluentes em corpos d'água.

### 5.9.1. Acúmulo e mineralização da MO nos solos

Durante os primeiros cinco meses de operação dos sistemas houve redução dos teores de MO dos solos (Tabela 5.50). Essa redução foi consequência da adição de resíduos orgânicos via esgoto que estimulou a atividade dos microrganismos decompositores, os quais além de consumir toda a matéria orgânica presente no esgoto, também, podem ter degradado a matéria orgânica nativa do solo (Kuziyakov *et al.*, 2000), o que se denomina de *positive priming effect* ou efeito “*priming*” positivo (Silva, 2005)

Tabela 5.50. Quantidade de MO adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Teor de MO (g MO/kg de solo)		MO remanescente no solo (g MO/kg de solo)	
		Efluente	Solo + esgoto	Wetland construído	Controle
1	4	0,33	7,73	5,20	3,27
2	8	0,73	8,13	6,47	6,63
3	15	1,34	8,74	7,20	7,07
MO no solo antes da aplicação do esgoto (g/kg de solo)		7,40			

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Nos cinco primeiros meses, os microrganismos edáficos estavam se readaptando às novas condições ambientais a que os solos foram expostos pela aplicação do esgoto. Nesse novo ambiente, possivelmente houve um desequilíbrio na população de microrganismos e a MO presente no esgoto não foi suficiente para o metabolismo, e eles então, passaram a utilizar a MO nativa do solo. Possivelmente, houve uma renovação da população microbiana e, com esta adaptada, a MO adicionada pelo esgoto juntamente com os produtos gerados durante a sua decomposição passou a ser acumulada (Tabelas 5.51 e 5.52), iniciando o mecanismo de fertilização dos solos.

Tabela 5.51. Quantidade de MO adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo, após dois ciclos da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Teor de MO (g MO/kg de solo)		MO remanescente no solo (g MO/kg de solo)	
		Efluente	Solo + esgoto	Wetland construído	Controle
1	4	0,67	8,07	14,03	1,130
2	8	1,41	8,81	14,83	1,143
3	15	2,69	10,09	17,67	1,320
MO no solo antes da aplicação do esgoto (g/kg de solo)		7400,00			

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.52. Quantidade de MO adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 5-20cm do solo, após dois ciclos da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Teor de MO (g MO/kg de solo)		MO remanescente no solo (g MO/kg de solo)	
		Efluente	Solo + esgoto	Wetland construído	Controle
1	4	0,67	8,07	10,93	11,70
2	8	1,41	8,81	12,67	10,05
3	15	2,69	10,09	12,10	9,33
MO no solo antes da aplicação do esgoto (g/kg de solo)		7,40			

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A mineralização da MO do esgoto pode ter sido completa com a produção de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O. Os acréscimos dos teores de MO nos solos, portanto, podem ser atribuídos à pequena fração dos produtos dessa mineralização como os compostos fenólicos solúveis e compostos lignificados parcialmente transformados que ficou retida, ou, também, aos polissacarídeos (mucilagens) provenientes do metabolismo microbiano, de resíduos vegetais e de exsudação radicular (Santos e Camargo, 1999).

Da quantidade de MO presente no solo, 58% é representada pelo carbono orgânico total (COT) que é utilizado pelos microrganismos durante os processos de ciclagem dos nutrientes. Esse C quando não é liberado pela respiração na forma de CO<sub>2</sub> é incorporado na biomassa microbiana, voltando a fazer parte da fração lábil COT do solo.

O decréscimo e acréscimo nos teores de MOS, conseqüentemente, refletiram nos teores de COT, reduzindo-os (Tabela 5.53 a 5.55).

No final do primeiro ciclo, as camadas de 0-5cm dos solos das unidades controle dos sistemas 2 e 3, a imobilização microbiana do C foi significativamente maior do que nos solos das unidades *wetlands* construídos, enquanto no sistema 1, as quantidades de C imobilizadas pelas duas unidades não diferiram significativamente (Tabela 5.53).

Nas unidades *wetlands* construídos, a imobilização microbiana do C na camada de 0-5cm dos solos do sistema 1 foi significativamente maior do que nos sistemas 2 e 3, cujas quantidades imobilizadas não apresentaram diferenças significativas entre si. Nos

controles, com o aumento da taxa de aplicação, a quantidade de C imobilizada pelos microrganismos entre os sistemas aumentou significativamente (Tabela 5.53).

Tabela 5.53. Quantidade de COT adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	COT remanescente no solo (g/kg de solo)		C Biomassa (mg/kg de solo)				C perdido (mg CO <sub>2</sub> /kg de solo.dia)			
		Wetland construído	Controle	Wetland construído		Controle		Wetland construído		Controle	
				mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
1	4	3,43	2,80	38,68 aA	1,13	58,71 aA	1,43	6,03	0,18	3,34	0,08
2	8	3,37	3,87	82,18 aB	2,44	146,09 bB	3,77	11,17	0,33	8,90	0,23
3	15	4,20	4,10	83,77 aB	1,99	109,16 bC	2,66	15,06	0,36	14,66	0,38
COT (g/kg) no solo Antes da aplicação do esgoto		4,3									

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto; q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Aplicando-se uma taxa de esgoto de 4cm/d, a influência da planta sobre a imobilização microbiana do C na camada de 0-5cm dos solos não foi significativa. Porém, aplicando-se taxas superiores (8 e 15cm/d), nota-se que com a presença da planta, a quantidade de C imobilizada reduziu significativamente.

Com a continuidade da aplicação do esgoto para tratamento, a atividade microbiana aumentou e houve maior liberação dos produtos da mineralização. Isso refletiu no acréscimo da quantidade de MO e COT acumulada na camada de 0-5cm dos solos e, também, na redução dos percentuais imobilizados e do C liberado na forma de CO<sub>2</sub>. (Tabelas 5.54 e 5.55).

No final do segundo ciclo, houve diferença significativa entre os *wetlands* construídos e controles em imobilizar o C, nas camadas de 0-5cm (Tabela 5.54) e 5-20cm (Tabela 5.55), somente no sistema 1.

Na camada de 0-20cm dos solos das unidades controles, as quantidades imobilizadas nos dos três sistemas não diferiram significativamente, enquanto nos solos dos *wetlands* construídos, a imobilização do C foi semelhante nos sistemas 1 e 2 e diferiu significativamente do sistema 1.

Tabela 5.54. Quantidade de COT adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 0-5cm do solo, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	Q <sub>h</sub> (cm/d)	COT remanescente no solo (g/kg de solo)		C Biomassa (mg/kg de solo)				C perdido (mg CO <sub>2</sub> /kg de solo.dia)			
		Wetland construído	Controle	Wetland construído		Controle		Wetland construído		Controle	
				mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
1	4	8,17	6,57	22,59 aA	0,28	53,89 bA	0,82	18,33	0,22	16,70	0,25
2	8	8,63	6,67	86,40 aB	1,00	103,05 aB	1,54	25,42	0,29	11,75	0,18
3	15	10,27	7,67	126,18 aC	1,03	117,58 aB	1,53	27,64	0,27	12,86	0,17
COT (g/kg) no solo Antes da aplicação do esgoto		4,30									

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.55. Quantidade de COT adicionada via aplicação do esgoto e aquela remanescente na camada de 5-20cm do solo, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	Q <sub>h</sub> (cm/d)	COT remanescente no solo (g/kg de solo)		C Biomassa (mg/kg de solo)				C perdido (mg CO <sub>2</sub> /kg de solo.dia)			
		Wetland construído	Controle	Wetland construído		Controle		Wetland construído		Controle	
				mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
1	4	6,37	6,80	102,73 bA	1,61	62,10 aA	0,91	16,00	0,28	12,75	0,19
2	8	7,35	5,85	40,88 aA	0,56	36,05 aA	0,62	10,41	0,14	10,26	0,18
3	15	7,03	5,43	67,20 aB	0,96	45,06 aA	0,83	3,75	0,05	2,47	0,04
COT (g/kg) no solo Antes da aplicação do esgoto		4,30									

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Nota-se que, no final dos dez meses de operação dos sistemas, a imobilização foi maior na camada de 0-5cm, com exceção dos *wetlands* do sistema 1, cuja imobilização do C foi maior na camada de 5-20cm.

O aumento da carga de esgoto aplicada proporcionou maior imobilização do C e maior atividade microbiana, estimada a partir da liberação de CO<sub>2</sub>, possivelmente pela maior oferta de C, N e energia mediante a contínua aplicação do esgoto.

Aumento e redução nos teores de C e MO nos solos também já foi observados por outros autores. Taha e Malik (2000) observaram na camada de 0-30cm de um solo

irrigado com esgoto tratado durante 10 anos, acréscimo insignificante de C orgânico. Em 20 anos, nesse mesmo solo, houve decréscimo dos teores de C orgânico, o que refletiu na diminuição dos teores de MO do solo. Os autores justificaram que o decréscimo da MO do solo foi devido à atividade dos microrganismos. Rodrigues *et al.* (2006) observaram redução nos teores de MO no solo depois do cultivo com a aplicação do lodo de esgoto. Foi observado, também, incrementos nos teores de COT nos solos pela disposição de esgoto doméstico tratado (Friedel *et al.*, 2000).

A imobilização na camada de 0-5cm dos solos foi maior nos primeiros cinco meses de operação dos sistemas (1º ciclo da cultura) mostrando a grande atividade dos microrganismos na decomposição da MO. No final do segundo ciclo, como a população microbiana já estava readaptada os percentuais de C imobilizados diminuíram.

Comparando-se os dados das Tabelas 5.53 e 5.54, nota-se que a mineralização da MO foi maior nas camadas de 0-5cm, durante o primeiro ciclo, uma vez que os percentuais imobilizados e liberados em forma de CO<sub>2</sub> pela respiração microbiana foram maiores.

### 5.9.2. Atividade microbiana

Os resultados mostraram que, com o aumento da taxa de aplicação do esgoto há uma maior atividade microbiana, porém uma taxa muito grande pode inibir essa atividade. Isso pode ser notado pelas diferenças da atividade microbiana entre as taxas de esgoto aplicadas (Figura 5.29).

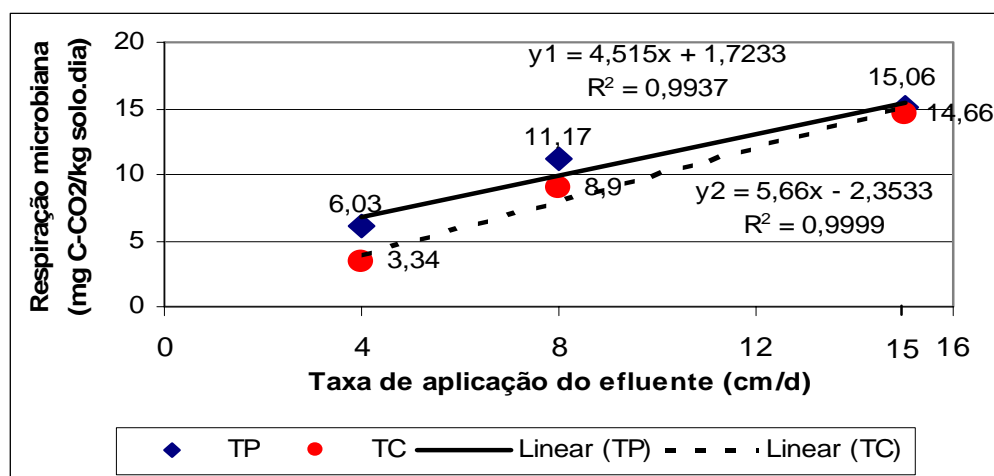


Figura 5.29. Valores médios da respiração microbiana na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos (TP) e controles (TC) dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo do arroz (Dez/05-Abr/06)

De acordo com os resultados apresentados na Figura 5.29, dobrando-se a taxa de aplicação de esgoto de 4cm/d para 8cm/d nos *wetlands* construídos (com planta), a atividade microbiana quase duplicou, aumentando em, aproximadamente, 85%. O acréscimo na atividade microbiana, quando praticamente se dobra a taxa de 8cm/d para 15cm/d, foi somente, aproximadamente, de 35%. Isso mostra a tendência do aumento da taxa de esgoto aplicada, passar a não causar efeito significativo, ou, até mesmo inibir a atividade microbiana.

Nos solos dos controles (sem planta) o aumento da taxa de aplicação de 8cm/d para 15cm/d proporcionou um acréscimo na atividade microbiana de 65%. Esses resultados sugerem que um aumento exagerado na taxa de aplicação de esgoto em solos plantados pode inibir a atividade microbiana, enquanto que em solos sem planta se tem maior flexibilidade para acréscimos das cargas a serem aplicadas.

Até o final do primeiro ciclo do arroz, as raízes não contribuíram significativamente para um melhor desempenho da atividade microbiana na camada de 0-5cm dos solos quando a taxa de aplicação era de 15cm/d. A diferença entre a atividade microbiana nos *wetlands* construídos (plantada) e controles (sem planta) foi insignificante, somente de 0,4mg C-CO<sub>2</sub>/Kg solo (Figura 5.29). Nos sistemas 1 e 2, notou-se que a planta contribuiu significativamente para o aumento da atividade microbiana. As diferenças entre as atividades microbianas dos três sistemas, tanto nos *wetlands* construídos como nos controles diferiram significativamente entre si, indicando que quanto maior a taxa de aplicação, maior a atividade microbiana (Tabela 5.56).

No final do segundo ciclo (dez meses após aplicação do esgoto), notou-se a influência do sistema radicular na atividade dos microrganismos nas camadas de 0-5cm dos solos, pois a respiração microbiana nos *wetlands* construídos dos sistemas 2 e 3 que receberam taxas de aplicação, respectivamente, de 8cm/d e de 15cm/d foram, aproximadamente, duas vezes maior do que nos controles (Figura 5.30). As diferenças entre as atividades microbianas nos solos dos *wetlands* construídos e controles foram significativas, enquanto no sistema 1, não houve significância (Tabela 5.56).

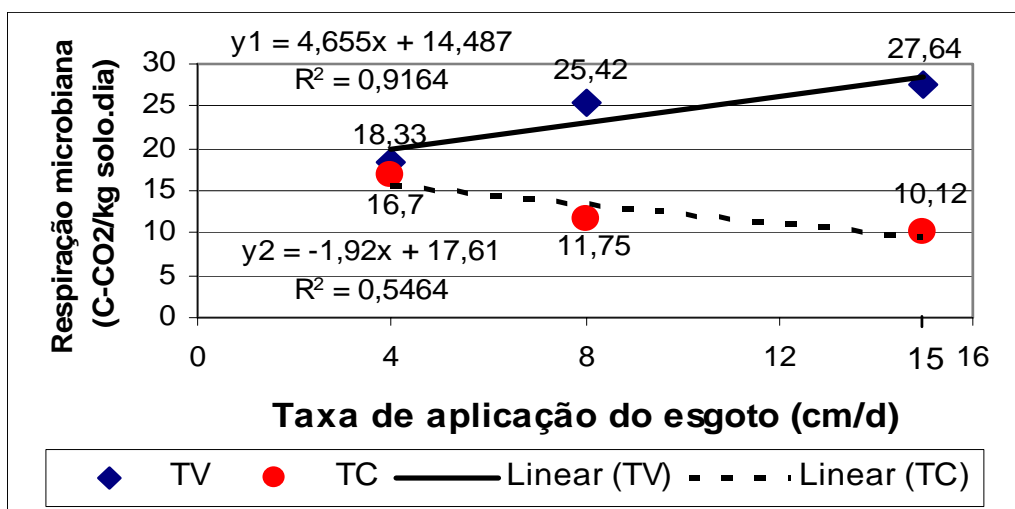


Figura 5.30. Valores médios da respiração microbiana na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos (TP) e controles (TC) dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo do arroz (Dez/05-Set/06).

Tabela 5.56. Médias dos valores da atividade microbiana nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3 (Dez/05-Set/06).

Sistema	qh (cm/d)	1º ciclo (Dez/05–Abr/06)		2º ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Prof. 0-5 cm		Prof. 0-5 cm		Prof. 5-20 cm	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	6,03 bA	3,34 aA	18,33 aA	16,70 aB	16,00 aC	12,75 aB
2	8	11,17 bB	8,90 aB	25,42 bB	11,75 aAB	10,41 aB	10,26 aB
3	15	15,06 aC	14,12 aC	27,64 bB	10,12 aA	3,75 aA	2,47 aA

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas linhas (comparação entre *wetlands* e controles) e as maiúsculas nas colunas (comparação entre as taxas de aplicação do efluente), não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); qh – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Na camada de 5-20cm, a planta não influenciou significativamente na atividade microbiana, porém, ao aumentar a taxa de aplicação, a atividade microbiana diminuiu significativamente nos solos *wetlands* construídos. Nos solos dos controles, embora a atividade decresça com o aumento da taxa de aplicação, não houve diferença significativas entre as atividades microbianas dos sistemas 1 e 2 e estas diferiram significativamente daquelas do sistema 3 (Tabela 5.56).

Nas camadas de 5-20cm a respiração foi maior quando se aplicou uma menor taxa de esgoto e decresceu para maiores taxas (Figura 5.31).



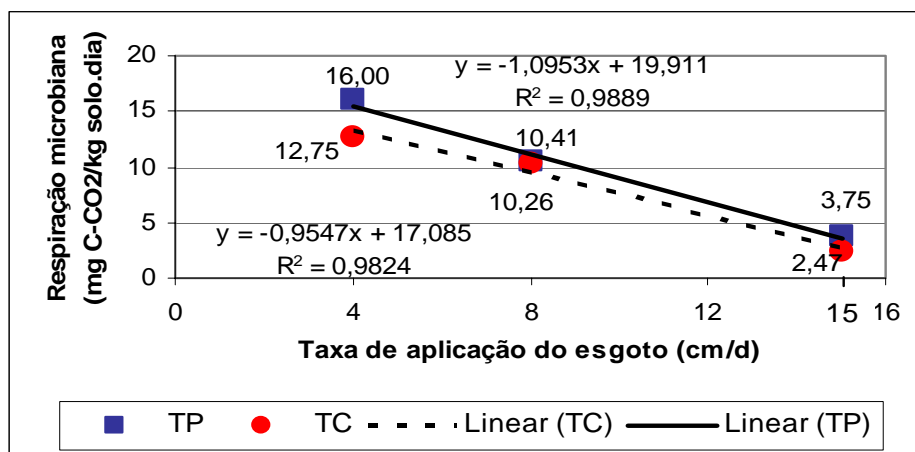


Figura 5.31. Valores médios da respiração microbiana na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos (TP) e controles (TC) dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo do arroz (Dez/05-Set/06).

As camadas de 0-5cm do sistema 3 (15cm/d) apresentaram maiores atividades microbianas e, conseqüentemente, maior mineralização da matéria orgânica do solo e ciclagem mais rápida dos nutrientes que os demais. O inverso ocorreu nas camadas de 5-20cm, onde a atividade microbiana diminuiu com o aumento da taxa de aplicação.

Os resultados da atividade microbiana nas camadas de 0-5 e 5-20cm sugerem que houve grande atividade dos microrganismos rizosféricos no processo de tratamento do esgoto afluente.

Os *wetlands* construídos têm maior quantidade de amônio devido à contribuição do N dos compostos liberados pelas substâncias exsudatas pelas raízes do arroz. As bactérias nitrificantes, então, têm uma maior atividade, que somada à dos microrganismos rizosféricos, aumenta a respiração microbiana nos sistemas *wetlands* construídos.

Os resultados obtidos para a camada de 0-5cm dos solos no primeiro ciclo permitem inferir que quando a taxa de aplicação do esgoto é pequena, o sistema radicular do arroz tem uma influência significativa na atividade microbiana e este efeito diminui à medida que a taxa de aplicação do esgoto aumenta (Tabela 5.56). O sistema que recebe uma maior carga fica temporariamente anaeróbio enquanto a lâmina de água permanecer na superfície. Durante a inundação, falta oxigênio para as bactérias aeróbias e essa condição pode limitar a respiração microbiana nos solos dos sistemas 2 (8cm/d) e 3 (15cm/d).

O comportamento da atividade microbiana quando aplicado esgoto doméstico para tratamento e cultivos, também, é totalmente diferente daquele onde se utiliza nitrogênio mineral sob forma de fertilizantes químicos. Coser (2006), aplicando diferentes doses de nitrogênio mineral na camada de 0-5cm do solo observou que em doses elevadas de N (120kg/ha) há inibição da atividade microbiana. Convertendo os resultados obtidos utilizando uma área de 0,26m<sup>2</sup> para hectare, nota-se que foram aplicadas doses de N bastante superiores durante o 1º ciclo da cultura (sistema 1 = 1038kg/ha; Sistema 2 = 3077kg/ha e Sistema 3 = 4154kg/ha) nos solos e a atividade microbiana não foi inibida.

A correlação linear entre a atividade microbiana e o N total das camadas de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e os controles, após o primeiro ciclo da cultura do arroz, foi significativa com  $R^2 = 0,84$  e  $R^2 = 0,87$ , respectivamente, para os sistemas (Figura 5.32), indicando que quanto maior a quantidade de N total no solo, maior será a atividade microbiana.

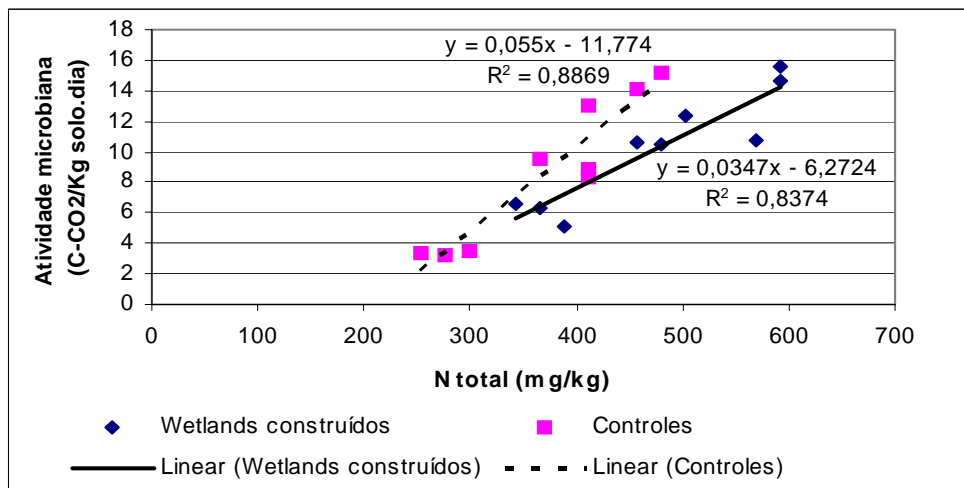


Figura 5.32. Correlação linear entre a atividade microbiana e N total da camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

No final do segundo ciclo, na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos houve um maior acúmulo de N total e maior atividade microbiana, enquanto que esta relação foi oposta nos controles. Na profundidade de 5-20 houve correlação negativa entre o N total e a atividade microbiana nos *wetlands* e controles (Figuras 5.33 e 5.34).

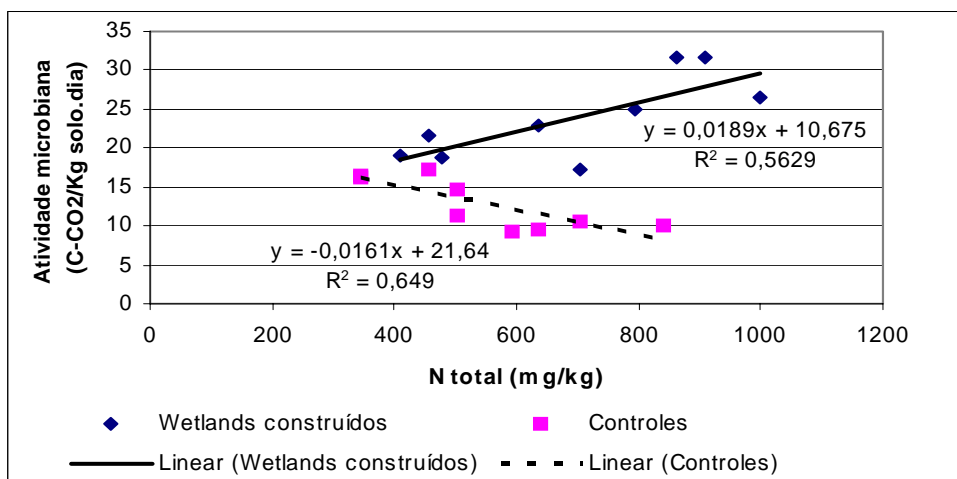


Figura 5.33. Correlação linear entre a atividade microbiana e N total da camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

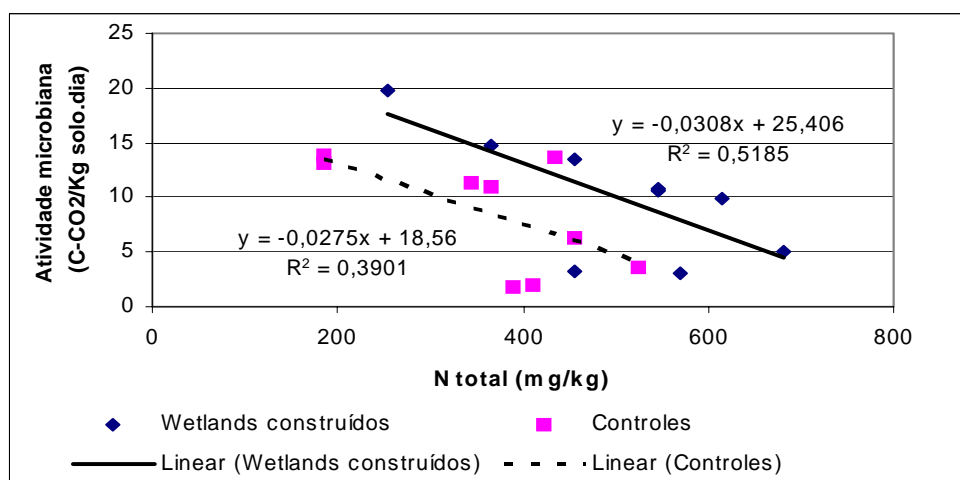


Figura 5.34. Correlação linear entre a atividade microbiana e N total da camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

### 5.9.3. Quociente metabólico

Os valores dos quocientes metabólicos ( $qCO_2$ ) nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos dos sistemas 1, 2 e 3 após o 1º e o 2º ciclo da cultura, encontram-se na Tabela 5.57.

De acordo com os resultados da Tabela 5.57, nas camadas de 0-5cm dos solos dos controles há menores perdas de  $CO_2$  para a atmosfera uma vez que eles apresentaram menores quocientes metabólicos e maiores relações C/N (Tabela 5.58) (Moreira e Malavota, 2004). Diz-se, então que a biomassa microbiana dessas unidades é mais eficiente porque não permite uma maior perda de C do solo. Segundo Aquino *et al.* (2005) uma biomassa microbiana eficiente libera menos carbono na forma de  $CO_2$  pela

respiração, mas incorpora carbono em sua constituição aumentando a sua massa microbiana, evitando a perda de C do solo.

Tabela 5.57. Quociente metabólico ( $qCO_2$ ) nas camadas de 0-5 e 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	$qCO_2$ mg C/kg solo					
		1º ciclo (Dez/05-Abr/06)		2º ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Profundidade: 0-5cm		Profundidade: 0-5cm		Profundidade: 5-20cm	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,16	0,06	0,81	0,31	0,16	0,21
2	8	0,14	0,06	0,29	0,11	0,25	0,28
3	15	0,18	0,13	0,26	0,11	0,06	0,05

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.58. Relação C/N da biomassa microbiana nos solos das camadas de 0-5 e 5-20cm das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Relação C/N da biomassa					
		1º ciclo (Dez/05-Abr/06)		2º ciclo (Mai/06-Set/06)			
		Profundidade: 0-5cm		Profundidade: 0-5cm		Profundidade: 5-20cm	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	4,56	8,94	2,56	4,93	10,95	8,03
2	8	8,59	26,84*	5,02	5,61	2,85	7,27
3	15	6,26	9,28	3,79	5,27	5,02	4,40

\* duvidoso

Os maiores quocientes metabólicos dos solos dos *wetlands* construídos indicam maior proporção da biomassa microbiana metabolicamente ativa e em crescimento nos solos (Fisk e Fakey, 2001) e maior liberação de  $CO_2$  para a atmosfera.

Em sistemas naturais projetados para tratamento de esgotos domésticos, é importante que haja menor imobilização de C na biomassa microbiana, porque uma grande imobilização poderá contribuir para o processo de colmatção do solo. Os sistemas *wetlands* construídos, portanto, apresentam uma vantagem em relação aos controles, uma vez que a presença da planta tem importância no controle da colmatção.

A maior liberação de CO<sub>2</sub> para a atmosfera nos solos dos sistemas *wetlands* construídos poderá ser compensada a partir da fixação do CO<sub>2</sub> atmosférico pela planta via fotossíntese que poderá estabelecer o equilíbrio do sistema. Assim, não haverá liberação excessiva de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, fato que contribuiria para aumentar os problemas atmosféricos como, por exemplo, o efeito estufa.

## 5.10. REMOÇÃO DE PATÓGENOS

A concentração de coliformes termotolerantes no esgoto era da ordem de 10<sup>7</sup> (NMP/100mL). Ao percolar pelos leitos filtrantes (*wetlands* construídos e controles) essa concentração, quando detectada, variou de 10<sup>0</sup> a 10<sup>6</sup> (NMP/100mL) ao longo do período estudado, ou seja, as concentrações de patógenos foram reduzidas, respectivamente, de 6 a 1 ordem de grandeza.

As maiores eficiências de remoção ocorreram durante o primeiro ciclo, com variações entre 99,9 e 99,9999%, ou seja, as concentrações foram reduzidas de 3 a 6 ordens de grandeza. No segundo ciclo houve uma queda nas eficiências dos sistemas e as remoções, em praticamente todo o período, variaram de 92,3% a 99,9%. Houve, portanto, redução de 1 a 3 ordens de grandeza nesse período (de 10<sup>7</sup> para, respectivamente, 10<sup>6</sup> e 10<sup>4</sup>).

Os *wetlands* construídos e controles dos três sistemas, independente da carga de aplicação do esgoto, foram muito eficientes na remoção de coliformes termotolerantes, uma vez que em todo o período, com raríssimas exceções, alcançaram eficiências de remoção inferiores a 90%. Geralmente em *wetlands* construídos, a remoção de coliformes termotolerantes é de 2 ordens de magnitude (99%) (Baeder-Bederski *et al.*, 2004).

Durante o primeiro ciclo da cultura, os *wetlands* construídos dos sistemas 1 e 2 produziram efluentes com menores concentrações de coliformes termotolerantes, enquanto no sistema 3, os controles se mostraram mais eficientes. No segundo ciclo, foi observado melhor desempenho na remoção de coliformes nos controles do sistema 2, enquanto os *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1 e 3 tiveram desempenho semelhante (Figuras 5.35 a 5.37).

As análises de coliformes iniciaram na quarta quinzena. A partir desta data, nos pontos onde as linhas foram interrompidas, os valores de coliformes termotolerantes não foram detectados.

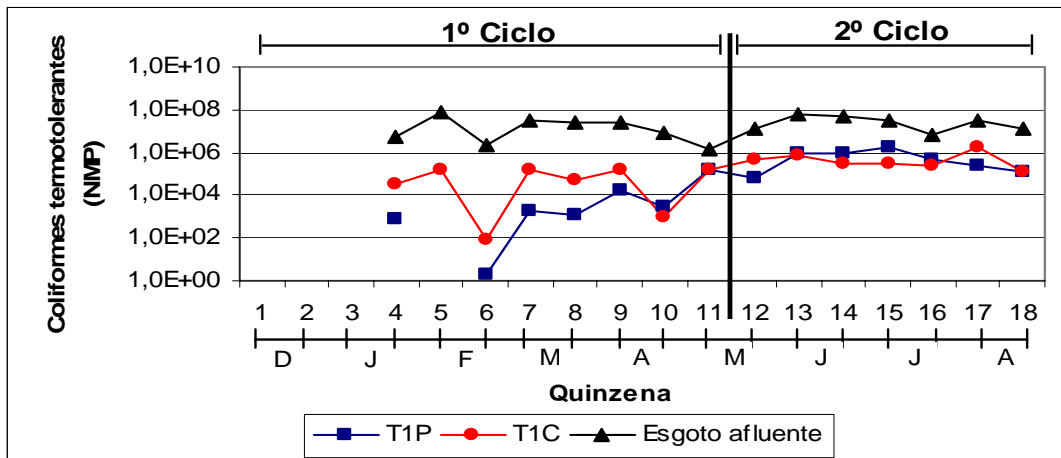


Figura 5.35. NPM de coliformes termotolerantes nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T1P) e controles (T1C) do Sistema 1 no período de Dez/05-Ago/06.

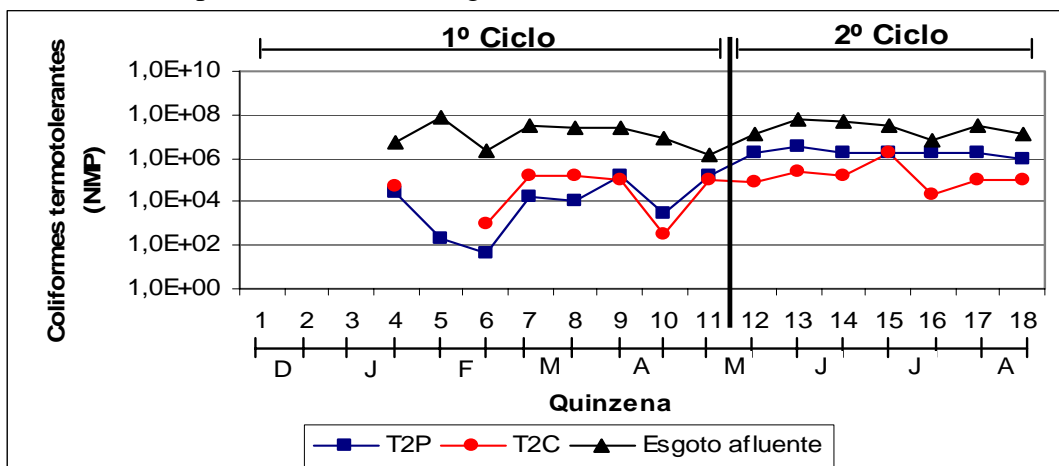


Figura 5.36. NPM de coliformes termotolerantes nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T2P) e controles (T2C) do Sistema 2 no período de Dez/05-Ago/06.

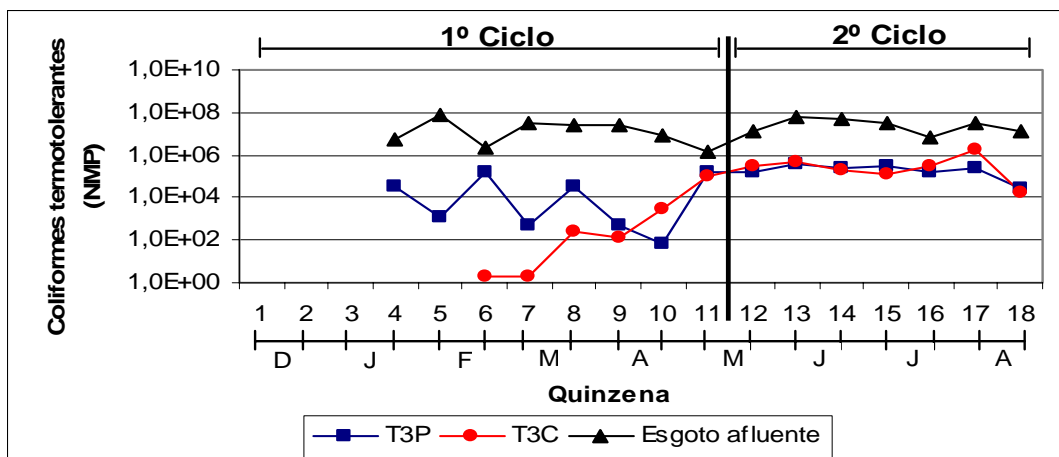


Figura 5.37. NPM de coliformes termotolerantes nos afluentes (esgotos) e efluentes das unidades *wetlands* construídos (T3P) e controles (T3C) do Sistema 3 no período de Dez/05-Ago/06.

Os resultados, portanto, não permitiram observar a interferência da planta e da taxa de aplicação na remoção de coliformes termotolerantes nos sistemas estudados, uma vez que as eficiências dos *wetlands* construídos e controles foram das mesmas ordens de grandeza com pequenas diferenças entre os valores.

As eficiências foram melhores durante o primeiro ciclo porque os solos ainda encontravam-se estéreis (não férteis) e com pequena capacidade de retenção de água, ou seja, em condições desfavoráveis à sobrevivência das bactérias do grupo coliforme. Dazzo *et al.*, (1973) *apud* Andraus (2006) ressaltam que o aumento da matéria orgânica favorece a sobrevivência de coliformes no solo, em função da sua capacidade de retenção de umidade. Porém, essas condições também contribuem tanto para a proliferação de microrganismos do solo que competem com as bactérias do grupo coliformes termotolerantes reduzindo a sua população no solo (Cargnin *et al.*, 2006), como para a adsorção dessas bactérias coliformes nos biofilmes formados.

O bom desempenho dos sistemas *wetlands* construídos na remoção de coliformes termotolerantes também foi observado por outros autores. Sousa *et al.* (2004), tratando esgotos com concentração de coliformes termotolerantes da ordem de  $10^7$  em *wetlands* construídos com meio suporte de areia grossa lavada, plantados com junco (*juncus spp*) e operando com carga de 2,3cm/d, durante um ano, obtiveram redução média na concentração para a ordem de  $10^3$ , enquanto em meio suporte não plantado (controles), a concentração foi reduzida para a ordem de  $10^4$ . Embora esses autores tenham concluído que a planta tem influência na remoção de coliformes, eles mesmos observaram que não houve diferença significativa entre os resultados obtidos pelos *wetlands* construídos (plantados) e controles (sem planta).

Costa *et al.* (2003), em *wetlands* construídos com meio suporte de brita plantado com *Typha ssp*, operado em regime de batelada com tempo de detenção hidráulica de 10 dias, obtiveram eficiências de remoção entre 99,96% e 99,08%, respectivamente, para *wetlands* construídos e controles. Nesse caso, foi observada a influência das plantas na remoção de coliformes, pois a redução foi da ordem de  $10^6$  (esgoto) para  $10^2$  (*wetland* construído) e  $10^4$  (controles).

Segundo Grant *et al.* (2002), Aabasi (1987) observou redução de coliformes termotolerantes em *wetlands* construídos e controles, respectivamente, de 99,1% (de 2 ordens de grandeza) e 97,5% (de 1 ordem de grandeza).

O melhor desempenho dos solos plantados (*wetlands* construídos) na remoção de coliformes termotolerantes pode ser atribuído ao tempo de detenção hidráulica que contribui para a morte da população microbiana (Grant *et al.*, 2002) e pela liberação de metabólitos pelas raízes que têm demonstrado efeito antibiótico sobre os patógenos (van Kaick, 2002).

Os autores que obtiveram eficiências médias de remoção maiores em solos plantados (*wetlands* construídos) utilizaram um meio suporte ou substrato com granulometria grossa, que permitiu observar a influência da planta no processo de tratamento.

## **5.11. FERTILIZAÇÃO DOS SOLOS**

Quando se utiliza solo natural ou modificado para tratamento de esgotos domésticos e cultivo de culturas em sistemas *wetlands* construídos, a fertilidade do solo é um fator importante a ser monitorado. Com base nesse fator, podem ser estabelecidas as formas de manejo e de operação hidráulica dos sistemas que, agregadas, possam vir a maximizar a eficiência do tratamento dos esgotos domésticos e garantir o cultivo da cultura com elevadas produtividades. Essas vantagens podem ser alcançadas de forma sustentável sem que se faça necessário o uso de fertilizantes químicos e da captação de águas de rios para a irrigação.

Como visto no início deste capítulo, o solo utilizado nos sistemas experimentais era distrófico (não fértil). Com a constante aplicação do esgoto para tratamento, esperava-se um aumento de todos os parâmetros que caracterizam a sua fertilidade. Porém, nos primeiros cinco meses de operação dos sistemas, houve acréscimo nos teores de nitrogênio (N) fósforo (P) e redução nos teores de matéria orgânica (MO) e carbono orgânico total (COT), na capacidade de troca catiônica (CTC), na soma das bases ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{K}^{+}$  e  $\text{Na}^{+}$ ) e na saturação por bases (%V). No final do segundo ciclo, as concentrações de MO e COT ultrapassaram os valores existentes no solo antes da



aplicação do esgoto, enquanto os acréscimos nos teores dos outros parâmetros não foram significativos e não atingiram o valor inicial.

Os resultados obtidos para N, P, MO e COT foram discutidos anteriormente. Nesse item, então, serão abordadas a CTC, a soma das bases (S) e a saturação por bases (%V), que quando analisadas conjuntamente fornecem a condição de fertilidade do solo.

De acordo com os dados das Tabelas 5.59 a 5.61, observou-se que os solos dos sistemas 1, 2 e 3, até o final da operação, caracterizam-se por pequenas quantidades de cargas negativas nas superfícies sólidas do solo e, conseqüentemente, baixa capacidade de reter cátions, uma vez que apresentavam valores de CTC menores que  $10\text{cmol/dm}^3$  (Silva, 2005a). Esses solos possuíam alto grau de lixiviação de cátions e baixa disponibilidade de nutrientes para a planta do arroz, pois os valores de soma das bases (S) eram inferiores a  $2\text{cmol/dm}^3$ .

Nos cinco primeiros meses houve perdas dos cátions básicos trocáveis e os valores de soma das bases (S) e saturação por bases (V) foram reduzidos (Tabela 5.59 a 5.61). Com as perdas, os solos se afastaram ainda mais da condição eutrófica (fértil). Mesmo com a constante aplicação do esgoto para tratamento, no final dos dez meses de operação dos sistemas, os solos continuavam distróficos, uma vez que os valores de V não chegaram a 50% (Peres, 2006).

Tabela 5.59. Valores da CTC, S e V na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	CTC ou T ( $\text{cmol/dm}^3$ )		Soma bases (S) $\text{cmol/dm}^3$		Saturação bases (%V)	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	3,27	3,49	0,47	0,36	12,50	10,00
2	8	3,87	4,09	0,47	0,41	11,33	10,00
3	15	3,92	3,56	0,63	0,43	16,00	12,00
<b>CTC S e V dos solos antes da aplicação do esgoto</b>		<b>3,92</b>		<b>1,42</b>		<b>36,00</b>	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

A perda dos cátions básicos foi proporcionada pela baixa CTC do solo (Tabela 5.59) que favoreceu o mecanismo de lixiviação desses cátions para as camadas mais profundas do solo e para os efluentes, no qual foi observado o aumento da salinidade. Para aumentar a reserva de nutrientes minerais necessários ao desenvolvimento das plantas e reduzir as perdas por lixiviação, a CTC deverá ser superior a  $10\text{cmol/dm}^3$ .

Tabela 5.60. Valores da CTC, S e V na camada de 0-5cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	CTC ou T ( $\text{cmol/dm}^3$ )		Soma bases (S) $\text{cmol/dm}^3$		Saturação bases (%V)	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	4,37	4,58	0,47	0,58	11,00	12,67
2	8	4,92	5,22	0,62	1,02	12,67	17,33
	15	4,92	4,26	0,72	0,83	14,67	19,33
<b>CTC S e V dos solos antes da aplicação do esgoto</b>		<b>3,92</b>		<b>1,42</b>		<b>36,00</b>	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.61. Valores da CTC, S e V na camada de 5-20cm dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	CTC ou T ( $\text{cmol/dm}^3$ )		Soma bases (S) $\text{cmol/dm}^3$		Saturação bases (%V)	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	4,12	4,28	0,42	0,66	10,33	15,67
2	8	4,66	4,37	0,46	0,38	10,00	9,00
	15	4,58	4,21	0,58	0,64	12,67	15,00
<b>CTC S e V dos solos antes da aplicação do esgoto</b>		<b>3,92</b>		<b>1,42</b>		<b>36,00</b>	

$q_h$  – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Ao contrário do que aconteceu com as bases trocáveis, houve aumento na acidez potencial, ou seja, na capacidade do solo em reter  $\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$  (Tabelas 5.62 e 5.63), que refletiu na redução dos valores de pH dos solos (acidez ativa). Aumentos no teor da acidez potencial em solos irrigados com efluente secundário de esgoto doméstico também foram observados por Santos (2004).

Tabela 5.62. Concentrações de cátions ácidos ( $H^+$  e  $Al^{+3}$ ) na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Acidez potencial ( $H^+ + Al^{+3}$ ) (cmol/dm <sup>3</sup> )	
		Wetlands construídos	Controles
1	4	2,80	3,30
2	8	3,43	3,57
3	15	3,30	3,13
Acidez potencial (cmol/dm <sup>3</sup> ) dno solo antes da aplicação do esgoto		2,50	

Tabela 5.63. Concentrações de cátions ácidos ( $H^+$  e  $Al^{+3}$ ) na camada de 0-5cm dos solos dos *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Acidez potencial ( $H^+ + Al^{+3}$ ) (cmol/dm <sup>3</sup> )			
		Prof. 0-5cm		Prof. 5-20cm	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	3,90	4,00	3,70	3,53
2	8	4,30	4,20	4,20	4,30
3	15	4,00	3,43	4,00	3,57
Acidez potencial (cmol/dm <sup>3</sup> ) dno solo antes da aplicação do esgoto		2,50			

O alcance da fertilidade dos solos com qualidade adequada, está condicionado ao aumento dos valores de S, CTC e V e a redução nos valores da acidez potencial ( $H^+ + Al^{+3}$ ). Tanto a diminuição da acidez ativa (pH) quanto o aumento do potencial ( $H^+ + Al^{+3}$ ) do solo se deveu possivelmente à:

- mineralização dos compostos orgânicos (liberação pelo amônio e formação de ácidos orgânicos);
- nitrificação que consumiu toda a alcalinidade do esgoto afluente aos solos dos sistemas;
- adsorção de cátions pelas raízes das plantas;
- formação de cargas dependentes do pH e
- hidrólise do  $Al^{+3}$ .

### 5.11.1. Toxidez por Alumínio (Al)

O alumínio é um elemento tóxico para as plantas. A toxidez por alumínio pode ser avaliada com base nos teores desse elemento no solo ou pelo percentual de saturação de alumínio (% Al), cujo nível crítico para a cultura do arroz é maior do que 45% (Fageria, 1984) e ao atingirem 70%, são bastante tóxicos para a planta do arroz (Fageria *et al.*, 2003).

Os critérios para expressar a toxidez por Al em relação à sua concentração no solo são (Fageria, 1984): Baixa toxidez (0,0– 0,3cmol/dm<sup>3</sup>); média toxidez (0,4 – 1,00cmol/dm<sup>3</sup>) e alta toxidez (> 1,00cmol/dm<sup>3</sup>).

Observa-se que, antes da aplicação do esgoto, o solo era caracterizado por baixa toxidez. No final do primeiro ciclo da cultura (De/05-Abr/06) a camada de 0-5cm dos solos passaram a apresentar um nível de toxidez médio, com exceção do solo dos *wetlands* construídos do sistema 3, que permaneceu com o mesmo nível de toxidez (Tabela 5.64). A baixa toxidez do sistema 3 deveu-se possivelmente à movimentação do Al para as camadas subseqüentes.

A toxidez por Al foi menor nos solos do sistema 3, que recebeu a maior taxa de aplicação hidráulica do efluente (15m/d) e maior nas unidades controles dos três sistemas (Tabelas 5.64 a 5.66). Isso mostra a influência positiva da planta em solubilizar menos o alumínio, pois as raízes podem liberar ácidos orgânicos que quelam o alumínio (Al), ou seja, se ligam ao alumínio diminuindo a sua toxidez.

Tabela 5.64. Teores e saturação de alumínio na camada de 0-5cm das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 1º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Abr/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Teor de Al (cmol/dm <sup>3</sup> )		Saturação de alumínio (% Al)	
		<i>Wetlands</i> construídos	Controles	<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	0,40	0,60	39,00	62,33
2	8	0,40	0,60	48,00	60,33
3	15	0,30	0,43	32,50	47,66
Teor Al no solo antes da aplicação do esgoto		0,10		7,00	

q<sub>h</sub> – Taxa de aplicação hidráulica do esgoto.

Tabela 5.65. Teores e saturação de alumínio na camada de 0-5cm das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Teor de Al (cmol/dm <sup>3</sup> )		Saturação de alumínio (% Al)	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	0,50	0,77	51,57	58,67
2	8	0,50	0,77	44,33	65,00
3	15	0,30	0,27	31,67	28,00
<b>Teor Al no solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>0,10</b>		<b>7,00</b>	

Tabela 5.66. Teores e saturação de alumínio na camada de 5-20cm das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	q <sub>h</sub> (cm/d)	Teor de Al (cmol/dm <sup>3</sup> )		Saturação de alumínio (% Al)	
		Wetlands construídos	Controles	Wetlands construídos	Controles
1	4	0,70	0,73	62,33	36,67
2	8	0,60	0,50	52,67	30,00
3	15	0,77	0,90	62,67	42,00
<b>Teor Al no solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>0,10</b>		<b>7,00</b>	

No final do primeiro ciclo da cultura, os solos das unidades controles dos três sistemas e das unidades *wetlands* construídos do sistema 2 já apresentavam caráter alumínico que é caracterizado pela falta de nutrientes e alumínio trocável alto. Solos com caráter alumínico possuem saturação por alumínio maior do que 50% e V < 50% e é distrófico, que é uma característica dos solos alumínicos (Silva, 2005a).

Esses solos passaram a ser limitantes ao desenvolvimento do sistema radicular (Figura 5.38). Isso pode explicar o precário desenvolvimento da cultura do arroz ao longo do segundo ciclo. A quantidade de folhas com coloração amarela opaca, a falta de produtividade e o crescimento limitado da planta (Figura 5.39) podem ter sido conseqüências tanto do corte da planta para rebrota como da toxidez por excesso de algum elemento químico.



Figura 5.38. Raiz do arroz após dez meses de aplicação do esgoto - Final do 2º ciclo da cultura.



Figura 5.39. Desenvolvimento da planta do arroz após corte (Final do 2º ciclo da cultura).

Para diminuir a toxidez por alumínio, pode-se realizar a calagem, que proporciona aumento no pH do solo, causando a insolubilização e a precipitação do alumínio. O alumínio é muito tóxico às plantas e, ao ser precipitado, sua absorção pelos vegetais é evitada (Peres, 2006).

## 5.12. CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA ( $K$ ) E COLMATAÇÃO DO SOLO

A condutividade hidráulica ( $K$ ) média dos solos antes da aplicação do esgoto era de  $1,98E-03\text{cm/s}$  e diminuiu ao longo do período de operação dos sistemas nas diferentes camadas (Tabela 5.67).

Tabela 5.67. Valores médios de  $K$  dos solos das unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, após o 2º ciclo da cultura do arroz (Dez/05-Set/06).

Sistema	Taxa de aplicação hidráulica (cm/d)	Trecho	L (m)	Condutividade hidráulica - $K$ (cm/s)	
				<i>Wetlands</i> construídos	Controles
1	4	1-2	0,17	2,66E-04	3,74E-04
		2-3	0,15	-	-
		3-4	0,15	8,52E-05	1,10E-04
		1-4	0,47	<b>2,35E-04</b>	<b>1,04E-03</b>
2	8	1-2	0,17	-	-
		2-3	0,15	4,69E-05	3,37E-05
		3-4	0,15	3,75E-04	9,18E-06
		1-4	0,47	<b>5,91E-05</b>	<b>6,10E-05</b>
3	15	1-2	0,17	-	-
		2-3	0,15	1,72E-05	8,46E-06
		3-4	0,15	7,21E-05	2,79E-05
		1-4	0,47	<b>5,85E-05</b>	<b>2,63E-05</b>
<b>K do solo (cm/s) antes da aplicação do esgoto</b>		<b>1,98E-03</b>			

Obs: - Não foi possível medir.

Não foi possível medir a  $K$  das camadas superficiais das unidades dos sistemas 2 e 3, devido à formação de bolhas de ar em áreas próximas à saída da água para o piezômetro que conduziram a valores negativos de  $K$ .

No sistema 3, concebido, inicialmente, para operar em regime saturado, a  $K$  foi medida, após três meses, quando mudou o tipo de regime de fluxo saturado para não saturado. Essa mudança se deveu à presença de mosquitos e à redução da capacidade de infiltração do esgoto, favorecida pela formação de uma película de lodo na camada superficial.

Com a drenagem do esgoto, antes da medida da perda de carga e a incidência solar sobre a superfície do solo, parte do lodo (material sedimentado e do biofilme) formado foi degradada. Por esse motivo, as camadas superficiais apresentaram valores de  $K$  da mesma potência daquela referente ao solo limpo (Tabela 5.68). Nota-se no trecho 1-2, (camada superficial) que a  $K$  dos solos sem planta (controles) é pouco maior que a dos

solos plantados (*wetlands* construídos). Essa diferença pode ser atribuída ao impedimento, pelas folhas das plantas, da incidência dos raios solares sobre a superfície que é fundamental à degradação do material biológico.

Tabela 5.68. Valores médio de *K* dos solos do Sistema 3, após três meses de operação.

Sistema	$q_h$ (cm/d)	Trecho	L (m)	Condutividade hidráulica <i>K</i> (cm/s)	
				<i>Wetlands</i> construídos	Controles
3	15	1-2	0,17	7,14E-03	2,63E-03
		2-3	0,15	2,02E-03	3,81E-04
		3-4	0,15	7,05E-04	1,98E-03
		1-4	0,47	<b>1,51E-03</b>	<b>8,15E-04</b>
<b>K do solo antes da aplicação do esgoto</b>		<b>1,98E-03</b>			

O lodo formado nas camadas superficiais também pôde ser observado pelas fotografias retiradas no final da operação dos sistemas. A espessura da camada de lodo formada na superfície variou com a taxa de aplicação do esgoto (Figura 5.40 a 5.46).



Figura 5.40. Camada superficial antes da aplicação do esgoto.

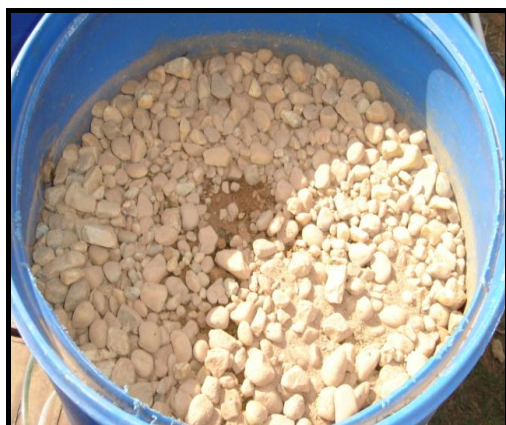


Figura 5.41. Camada superficial do controle - Sistema 1 (4cm/d).



Figura 5.42. Camada superficial do *wetland* construído - sistema 1 (4cm/d).



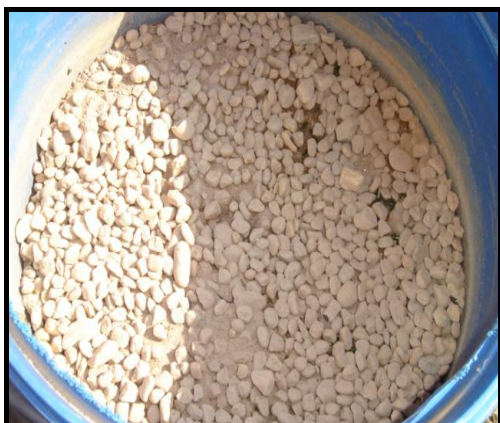


Figura 5.43. Camada superficial do Controle - Sistema 2 (8cm/d).



Figura 5.44. Camada superficial do *wetland* construído - Sistema 2 (8cm/d).



Figura 5.45. Camada superficial do controle - sistema 3 (15cm/d).



Figura 5.46. Camada superficial do *wetland* construído - sistema 3 (15cm/d).

A redução dos valores da  $K$  dos solos foi consequência do processo de colmatção favorecido pelo (a):

- colapso devido à acomodação das camadas do solo proporcionada pelo peso da lâmina de esgoto aplicada;
- bloqueio dos poros do solo com material suspenso, coloidal e células de algas;
- crescimento microbiano (imobilização de nutrientes) e produção de carbono extracelular;
- formação de biofilme nas superfícies das raízes das plantas e solos promovendo a colmatção de alguns pontos ou camadas;
- acúmulo de lodo na superfície dos solos;
- acúmulo de sódio ( $\text{Na}^+$ ) e de outros sais nos solos.

A partir dos dados da Tabela 5.67, nota-se que o sistema radicular não contribuiu para a melhoria da condutividade hidráulica dos solos, pois não houve diferença expressiva entre a redução da  $K$  dos solos plantados (*wetlands* construídos) e daqueles sem planta (controles). Outro fator observado foi que a utilização de uma taxa de aplicação de 8cm/d ou de 15cm/d não alteraria o tempo em que o solo levaria para colmatar as camadas internas, uma vez que os valores de  $K$  são praticamente da mesma ordem de grandeza. Porém, a taxa de 15cm/d causaria uma colmatação mais rápida e maior na camada superficial.

O biofilme que é formado nas partículas de solo e nas superfícies das raízes das plantas, principal responsável pelo processo de colmatação, pôde ser observado a partir das fotografias obtidas em Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV).

A formação do biofilme nas raízes e nos nas partículas dos solos foi observada a partir da ampliação de 850 vezes o tamanho normal das fotografias.

As raízes, antes da aplicação do esgoto, eram isentas de rugosidade expressiva (Figura 5.47). Após a percolação desse fluido pelos solos dos *wetlands* construídos, as raízes principais passaram a apresentar rugosidade acentuada (Figura 5.49 e 5.50). Esta foi proporcionada pelo crescimento de uma película microbiana (biofilme) nas superfícies, enquanto os pêlos radiculares foram envolvidos pelo biofilme, interligando-os (Figura 5.48).



Figura 5.47. Amostra de raiz principal sem biofilme (antes da aplicação do esgoto).



Figura 5.48. Amostra da raiz (pêlos radiculares) com biofilme - Sistema 1 ( $q_h=4\text{cm/d}$ ).

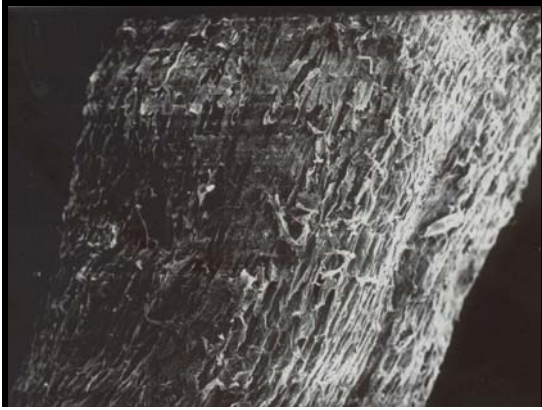


Figura 5.49. Amostra da raiz principal com biofilme – Sistema 2 ( $q_h=8\text{cm/d}$ ).



Figura 5.50. Amostra da raiz principal com biofilme – Sistema 3 ( $q_h=15\text{cm/d}$ ).

Nas raízes não foi possível notar diferença entre os tratamentos, ou seja, a influência da taxa de aplicação hidráulica ( $q_h$ ) na formação do biofilme, enquanto no solo essa interferência é claramente observada (Figuras 5.51 a 5.54).

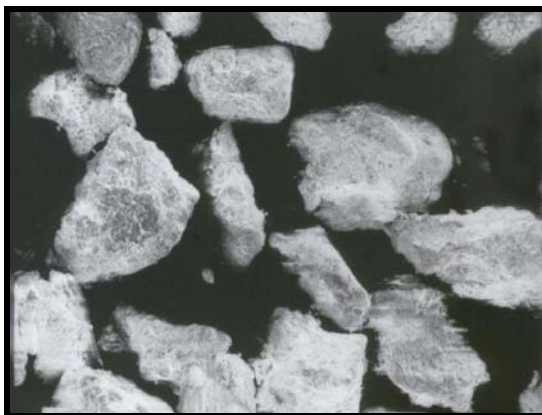


Figura 5.51. Amostra de solo sem biofilme (antes da aplicação do esgoto).



Figura 5.52. Amostra de solo com biofilme - Sistema 1 ( $q_h=4\text{cm/d}$ ).



Figura 5.53. Amostra de solo com biofilme - Sistema 2 ( $q_h=8\text{cm/d}$ ).



Figura 5.54. Amostra de solo com biofilme – Sistema 3 ( $q_h=15\text{cm/d}$ ).

As partículas dos solos antes da aplicação do esgoto eram separadas por espaços vazios (Figura 5.51). No final da operação dos sistemas, notou-se a união das partículas pelo biofilme que ocupou grande parte dos espaços vazios do solo. A densidade do biofilme variou em função da taxa de aplicação hidráulica ( $q_h$ ) (Figuras 5.52 a 5.54).

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 6.1. CONCLUSÕES

O processo de remoção de poluentes preponderante no tratamento dos esgotos foi o de acúmulo/retenção, nos solos. Por esta razão, praticamente não foi notada a influência da planta no processo de remoção de poluentes e patógenos. Isso foi observado comparando-se as eficiências de remoção das unidades *wetlands* e controles dos três sistemas que não apresentaram diferenças significativas.

Nos primeiros cinco meses (1º ciclo da cultura), notou-se uma pequena participação da planta na remoção de poluentes. Isso ocorreu porque a planta encontrava-se em estágio de desenvolvimento e houve uma maior absorção. No segundo ciclo, em decorrência do corte da planta para rebrota, a absorção foi prejudicada, uma vez que as raízes possivelmente entraram em processo de decomposição, não sendo possível observar a influência da planta na remoção dos poluentes. Não é recomendável, portanto, que utilize a prática do rebote, pois esse procedimento inutiliza a função do sistema radicular para o tratamento dos esgotos e torna a planta susceptível a determinadas doenças.

Um benefício obtido com a utilização da planta do arroz consistiu na melhoria da qualidade do solo. Esta foi observada pelos processos de mineralização da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, pelo aumento gradual de parâmetros que caracterizam a fertilidade do solo e pela menor acidez potencial em relação aos solos dos controles. Outras vantagens de utilizar a planta do arroz (*wetlands* construídos) foram:

- a menor imobilização microbiana do N e do C, que contribui para o controle da colmatação do solo;
- a maior atividade microbiana e menores relações C/N, que favorecem a ciclagem mais rápida dos nutrientes;
- a absorção de nutrientes pelas plantas, contribuindo para remoção das concentrações existentes no esgoto afluente;

- o controle da solubilidade do Al, impedindo a sua absorção pelas plantas e evitando a toxidez;
- a maior mineralização do N, possibilitando a nitrificação do efluente a ser reutilizado na irrigação de outras culturas mais rapidamente;
- as menores perdas de N;
- o controle da redução do pH;
- a produção de grãos em casca, que gera lucro extra à comunidade.

As desvantagens de se utilizar a planta do arroz em sistemas *wetlands* construídos consistiu:

- em maior risco de salinidade, uma vez que as raízes exsudam metabólitos ricos em sais, aumentando os teores nos solos.

Apesar das excelentes eficiências de remoção alcançadas pelas unidades *wetlands* construídos e controles dos sistemas 1, 2 e 3, os solos apresentaram problemas de colmatação. Esse processo é comum nesse tipo de sistema, mesmo quando se utiliza meios suportes tradicionais (brita, cascalho e areia grossa).

Em dez meses de operação com aplicação intermitente da carga do esgoto para tratamento, a condutividade hidráulica (**K**) dos solos passou de  $10^{-3}$  para  $10^{-5}$ . A redução da **K** dos solos, em um curto período de operação, permitiu concluir que os sistemas de disposição no solo com meio suporte de solo natural modificado plantado (*wetlands* construídos) ou sem planta (controles) têm vida útil curta.

Notou-se que a operação em regime não saturado e alimentação intermitente diária nas segundas, quartas e sextas-feiras, com as 3 (três) taxas de aplicação do esgoto (4, 8 e 15cm/d) foi possível obter a aeração dos solos e a nitrificação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente, mesmo em meios suportes (solo) em condições ácidas. Contudo, uma taxa de aplicação hidráulica de 8cm/d ou superior, utilizando uma mesma área, mantém-se a eficiência do sistema no tratamento do esgoto, mas aumenta o risco de colmatação rápida do solo, de 1 (uma) a 2 (duas) ordens de grandeza. Nesse caso, pode-se distribuir a carga ao longo do dia ou utilizar um meio suporte com maior percentual de material grosso.

Uma taxa aproximadamente quatro vezes maior (15cm/d) do que a recomendada para uma área de 1m<sup>2</sup>/pessoa (4cm/d) não é indicada para sistemas *wetlands* construídos com meio suporte com uma grande percentual de material fino. Taxas de aplicações elevadas aceleram os processos de colmatação, de salinização e de sodificação dos solos. Para grandes taxas, recomenda-se a utilização de áreas maiores.

A aplicação de taxas elevadas de esgoto em áreas pequenas pode reduzir a eficiência do tratamento dos esgotos em curto prazo, uma vez que limita a atividade microbiana, que tem papel fundamental nos processos de remoção de poluentes. Vale ressaltar que a aplicação de grandes cargas de esgotos causa maior inibição da atividade microbiana em solos plantados (*wetlands* construídos) é do que em solos sem planta (controles).

O solo utilizado como meio suporte nesta pesquisa não é recomendado para sistemas que operem em regime de batelada até a sua saturação. Essa condição operacional possibilita o aprisionamento do esgoto em zonas isoladas do solo, impedindo o fluxo natural no momento do descarte do efluente promovendo a rápida colmatação. Em períodos de intensas precipitações a aplicação da carga do esgoto é dificultada, além de formar uma lâmina de água na superfície do solo que gera odores e atrai mosquitos.

O acúmulo/retenção de poluentes no solo, proporcionado pela CTC e CTA, favoreceu a obtenção gradativa da fertilidade dos solos que eram distróficos (não férteis), passando a melhorar as suas propriedades. Contudo, notou-se que, após os primeiros cinco meses de operação (1º ciclo do arroz), houve redução dos teores de MO, COT, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup> e aumento nas quantidades de N, P e Na<sup>+</sup>. Dez meses depois (no final do 2º ciclo), foi observado aumento nos teores dos elementos anteriormente reduzidos, embora os acréscimos tenham sido pequenos, não chegando a atingir os teores naturais que o solo possuía antes da aplicação do esgoto.

O alcance da fertilidade do solo está condicionado ao período de aplicação do esgoto para tratamento ou a medidas operacionais, que controlem a redução da acidez ativa e potencial, aumento assim, a retenção de nutrientes no solo. Devido ao curto período de monitoramento, não foi possível estimar qual seria o tempo que os sistemas poderiam ser operados para atingir a fertilidade ideal de solos cultiváveis.

A maior quantidade de N adicionada ao solo ficou na forma orgânica, mesmo com a predominância do N amoniacal nos efluentes. Infere-se, portanto, que houve a conversão do N amoniacal à forma orgânica, favorecendo menores perdas e maior acúmulo de N no solo.

O N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), também, foi acumulado em quantidades significativas nos solos, pois as concentrações lixiviadas para os efluentes foram pequenas. O amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) apresentou maior mobilidade nos solos do que o nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), portanto, não é prudente afirmar que o nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) tem maior mobilidade nesse tipo de solo (substrato). A mobilidade dos íons N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> está condicionada ao balanço de cargas do solo que é dependente da CTC e CTA, que estão diretamente relacionadas ao pH do solo.

O nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) produzido a partir da transformação do amônio aplicado via esgoto, ficou praticamente todo retido no solo por atração eletrostática, em razão do seu balanço positivo de carga. A lixiviação do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para os efluentes das unidades *wetlands* construídos e controles foi insignificante em todo o período. O período chuvoso, portanto, não favoreceu a lixiviação desse ânion. Essa lixiviação só ocorreria quando o solo passasse a apresentar um balanço negativo de carga elétricas.

O P, também, foi praticamente todo retido no solo devido ao processo de adsorção/precipitação que ocorre expressivamente em solos ácidos. O P inorgânico acumulado no solo poderia vir a lixiviar, caso houvesse aumento nos valores de pH dos solos, ou se a MO ocupasse os sítios de adsorção do P.

A lixiviação de todos os poluentes para os efluentes, com exceção dos sais, foi mínima em todo o período. Todavia, as concentrações nos efluentes aumentaram durante o segundo ciclo, mostrando uma tendência a diminuir as eficiências de remoção ao longo do tempo.

Os solos das unidades *wetland* construído (plantados) e das unidades controle (sem planta) se mostraram pouco eficientes na remoção de sais. As diferenças entre as eficiências de remoção das duas unidades não foram significativas.



## 6.2. RECOMENDAÇÕES

A configuração ótima de sistemas *wetlands* construídos para tratamento de esgotos domésticos requer maiores investigações no seu comportamento quanto:

- ao aumento do período de descanso e a profundidade ideal do meio suporte;
- à verificação da taxa com que o solo está perdendo a sua permeabilidade. Essa característica poderá ser avaliada utilizando a técnica de traçadores;
- ao projeto sempre de dois sistemas com rotatividade operacional a cada 6 meses ou 1 ano. No período de repouso, deverá ser realizada a manutenção (limpeza) das tubulações de alimentação e drenagem e, também, a lavagem dos meios suportes, quando forem utilizados meios suportes tradicionais (brita, areia, cascalho). Quando se tratar de solos naturais ou modificados, deve-se cultivar esses solos com outras plantas sem aplicar qualquer tipo de fertilizante usando procedimentos de irrigação usuais. A cada ciclo da cultura, ela deverá ser removida e o solo revolvido alguns dias antes de transplantar as novas mudas, podendo realizar a rotatividade de culturas;
- a desnitrificação e volatilização em solos ácidos: Não foi possível medir esses dois processos nos solos estudados. As conclusões basearam-se em outros dados obtidos e em relatos existentes na literatura consultada. É, portanto, necessário avaliar se, mesmo havendo a intermitência na aplicação da carga do esgoto que promoveram a aeração dos solos e, se em condição de solo ácido, poderá ocorrer perda significativa pelos mecanismos de volatilização e desnitrificação. Em caso positivo, devem-se estabelecer medidas de controle que possam vir a reduzir tais perdas;
- É importante, também, verificar como podem ocorrer reações químicas no interior do solo, que favorecem a conversão do  $N-NH_4^+$  a  $N-NH_3$ , uma vez que já foi observada volatilização da  $N-NH_3$  em solos ácidos;
- a dinâmica do P em solo natural ou modificado utilizado como meio suporte de sistemas *wetlands* construídos operando com aplicação intermitente de carga e gerime de fluxo não saturado. Devendo-se observar: a possível formação de estruturas complexas; como ocorre a solubilidade do P operando sob condições

ácidas e alcalinas e, também, a mobilidade do P orgânico e inorgânico nesses solos (meios suportes);

- a estudar a dinâmica de metais nos solos ou meios suportes verificando até que ponto o acúmulo poderá prejudicar o desenvolvimento da planta;
- a estudar o efeito da calagem no tratamento de esgoto doméstico, inclusive avaliando os mecanismos de salinização e sodificação do solo ou meio suporte e verificando qual a melhor forma de tratá-lo quando ele alcançar a condição salina, sódica ou salina-sódica;
- Os dados gerados alimentariam um banco de dados e as informações poderiam ser manipuladas com o auxílio de modelos matemáticos e ferramentas estatísticas simulando os parâmetros operacionais e de manejo que garantissem a máxima eficiência para a vida útil pré-estabelecida.

Nesta pesquisa, não foi possível definir a vida útil dos sistemas em virtude do curto período de monitoramento. Em um maior período de operação, poderia se observar por quanto tempo os sistemas trabalhariam mantendo a eficiência de remoção desejada com as mesmas condições operacionais. Ao atingir o limite de eficiência mínima, mudariam as formas operacionais e de manejo e se avaliaria as melhorias ou não nas eficiências de remoção. Logo, o alcance da vida útil desses sistemas requer o estabelecimento de parâmetros operacionais e formas de manejo do solo e da planta que sejam capazes de manter a eficiência de remoção de poluentes satisfatória e a permeabilidade do meio filtrante adequada, ou seja, com a menor colmatação possível.

Como uma das formas de manejo, pode-se utilizar uma cultura perene como a *Eleocharis* ou a Taboa. Quando utilizar culturas produtoras de grão, ou outras macrófitas não perenes, recomenda-se a realização da colheita, o transplântio de mudas novas a cada ciclo e a rotatividade de culturas, principalmente com aquelas mais tolerantes a sais. Antes do transplântio das mudas, pode-se revolver o solo durante os dias em que ele ficar em descanso. Tal procedimento favorece a aeração e decomposição do biofilme aderido às partículas do solo, que é um dos principais causadores da colmatação.

O problema da colmatação superficial pode ser solucionado retirando-se, com certa periodicidade, a camada superficial do meio suporte e substituindo-a por um material limpo.

Um parâmetro operacional que pode ser modificado a fim de evitar o rápido processo de colmatação é o volume aplicado. Notou-se pelas fotografias microscópicas que a formação de biofilme é maior quando se aplicam maiores cargas de esgoto. Esse problema pode ser minimizado dividindo-se a carga de esgoto em pequenos volumes, com certo intervalo entre uma aplicação e outra, de forma a causar a mínima inundação temporária da superfície do solo, pois foi observada nos sistemas e uma pequena colmatação nos sistemas que receberam menores cargas de esgoto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aabasi, S.A. (1987). "Aquatic Plant-Based Water Treatment Systems in Asia." *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Ed. Reddy and Smith. Magnolia, 175-198.
- Alberts, B., Bray, D., Lewis, J., Raff, M., Roberts, K. e Watson, J. D. (1997). *Biologia Molecular da Célula*. Tradução. Amauri Braga Simonetti [et al], 3º Ed., Porto Alegre. Ed. Artes Médicas, 146-152, 1294p.
- Alcântara, M. A. K. e Camargo, O. A. (2005). "Adsorção de nitrato em solos com cargas variáveis". *Revista Pesquisa Agropecuária*, **40**(4), 369-376.
- Alef, K., Nannipieri, P. (1995 ). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, 576p.
- Alvarenga, R. A. F. (2005). *Remoção de Nutrientes (N e P) de Esgotos Domésticos pela Incorporação em Macrófitas Emergentes em Sistema Filtro Plantado com Macrófitas – Wetlands*. Relatório Final CNPq/PIBIC-BIP, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 19p.
- Andersen, M. K. e Jensen, L. S. (2001). "Low soil temperature effects on short-term gross N mineralization-immobilisation turnover after incorporation of a green manure". *Soil Biology e Biochemistry*, **33**, 511-521.
- Anderson, T. H. (2003). "Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality". *Agriculture Ecosystems e Environment*, **98**, 285-293.
- Andrade, D. S., Miyazawa, M. e Hamakawa, P. J. (1994). "Microrganismos amonificadores e nitrificadores". In: Hungria, M. e Araújo, R. S. (Ed.). Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola, Brasília, EMBRAPA, Cap. 15, 356-376.
- Andraus, S. (2006). *Aspectos Sanitários das Águas do Mar e Areias das Praias de Matinhos, Caiobá e Guaratuba – PR*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Deratamento de Solos e Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Paraná, 72p.
- Andreoli, C. V. (2001). *Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final: PROSAB 2*, 257p.
- Anjos, J. A. S. A. (2003). *Avaliação da Eficiência de Uma Zona Alagadiça (wetlands) no Controle da Poluição por Metais Pesados: O caso da Plumbum em Santo*

- Amaro da Purificação-BA*. Tese de Doutorado, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia de Minas, Universidade de São Paulo. 327p.
- Ann, Y., Reddy, K.R., Delfino, J.J. (2000). "Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland". *Ecological Engineering*, **14**, 157–167.
- Aquino, B. F. (2004). *Conceitos Fundamentais de Fertilidade do solo*. Apostilas didáticas. Fortaleza, UFC, 182p.
- Aquino, A. M., Silva, E. M. R., Saggin Junior, O., Rumjanek, N., De Polli, H., Reis, V. M. (2005). "A biota do solo e processos relevantes num novo contexto da agricultura". In: Paulo G. S Wadt. (Org.). *Manejo do Solo e adubação para o Estado do Acre*. Rio Branco: Embrapa Acre, **Prelo**, 121-174.
- Aquino, A. M. Almeida, D.L., Guerra, J. G. M. e De-Polli, H.(2005a). "Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos". *Pesquisa agropecuária brasileira*, **40**(11), 1087-1093.
- APHA-AWWA-WPCF, 1985: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16th edition, American Public Health Association, Washington, DC, 1268p.
- Araújo, A. R., Carvalho, J. L. N., Guilherme, L. R. G., Curi, N. e Marques, J. J. (2004). "Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo". *Ciência agrotécnica*. Lavras, **28**(3), 537-541.
- Armstrong, H. (1997). "Wastewater irrigation base saturation and exchange acidity effects on microbial biomass C and N and N-mineralization, nitrification and respiration rates". *Semester in Environmental Science, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, Massachusetts*. Disponível em: <http://courses.mbl.edu/SES/data/project/1997/armstrong.pdf>. Acesso em: 26 de junho de 2005.
- Arth, I. e Frenzel, P. (2000). "Nitrification and desnitrification in the rhizosphere of rice: the detection of process by a new multi-channel electrode". *Biology and Fertility of Soils*, **31**(5), 427-435.
- AWT (2002). "Costs considerations". *Applied Wetlands Technology*. Disponível em: <http://www.wetlandsoptions.com/service/costs.html>. Acesso em: 22 de maio de 2005.

- Baeder-Bederski, O., Kuschik, P., Mosig, P., Müller, R. A., Borneff-Lipp, M. e Dürr, M. (2004). “Reducing faecal germs in municipal sewage using planted soil filters: initial results of a pilot plant system”. *ISHS Acta Horticulturae 643: International Conference on Urban Horticulture*. Disponível em: C:\projeto de tese\ref bibliog para interpretação resultados\coliformes\reducing faecal germs in municipal sewage.htm. Acesso em: 04 de abril de 2007.
- Barcelar, C. A., Rocha, A. A., Lima, M. R. e Pohlmann, M. (2001). “Efeito residual do lodo de esgoto alcalinizado em atributos químicos e granulométricos de um cambissolo húmico”. *Scientia Agrária*, **2** Disponível em [http://calvados.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/agraria/article/view PDFIntertitil/982/808](http://calvados.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/agraria/article/view/PDFIntertitil/982/808). Acesso em 14 de outubro de 2006.
- Barraquio, W.L., Revilla, L. e Ladha, J. K. (1997). “Isolation of endophytic diazotrophic bacteria from wetland rice”. *Plant and Soil*, **194** (1-2), 15-24.
- Barros Jr., M.C. (2003). “Perdas de P: como minimizar”. *Divulgação técnica*. Ano XXI, 164. Disponível em: <http://www.manah.com.br/informativos.asp?idI=11>. Acesso em: 22 de janeiro de 2007.
- Basso, C. J., Ceretta, C. A., Durigon, R., Poletto, N. e Giroto, E. (2005). “Dejeto líquido de Suíno: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto”. *Ciência Rural*, **35**(6), 1305-1312.
- Baudoin, E., Benizri, E., Guckert, A. (2003). “Impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere”. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**, 1183-1192.
- Bertol, O. J. (2005). *Contaminação da Água de Escoamento Superficial e da Água Percolada pelo Efeito de Adubação Mineral e Adubação Orgânica em Sistema de Semeadura Direta*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 209p.
- Berton, R. S., Camargo, O. A. e Valadares, J. M. A. S. (1989). “Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **13**(2), 187-192.
- Bio Tecnologia (2006). “Glossário”. *Revista Bio Tecnologia Ciência e Desenvolvimento*. Disponível em <http://www.biotechnologia.com.br/bioglossario/n.asp>. Acesso em: 12 de agosto de 2006.
- Bird, S. (2004). “Constructed wetlands: a watershed assessment. A viable alternative for the treatment of urban and agricultural wastewater. ENSC 202 – Literature

- Review”. Disponível em: [www.uvm.edu/~kpfegger/ensc%20202%20layers/construc-ted%20wetland%20lit%20review.html](http://www.uvm.edu/~kpfegger/ensc%20202%20layers/construc-ted%20wetland%20lit%20review.html). Acesso em: 16 de agosto de 2004.
- Bista, K. R. e Khataiwada, N. R. (2004). “Performance study on reed bed wastewater treatment units in Nepal”. *Anais da International Conference on The Great Himalayas: Climate, Health, Ecology, Management and Conservation*. Kathmandu, **12-15**. Disponível em: <http://www.aehms.org/hima02.html>. Acesso em: 14 de outubro de 2005.
- Blazejewski, R. e Murat-Blazejewska, S. (1997). “Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow”. *Water Science and Technology*, **35**(5), 183-188.
- Borilli, A. M. W., Reissmann, C. B. e Freitas, R. J. S. (2005). “Relação entre compostos fitoquímicos e o nitrogênio em morfotipos de erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.)”. *B. CEPPA*, **23**(1), 183-198.
- Boutin, C., Liénard, A. e Esser, D. (1997). “Development of a new generation of reed-bed filters in France: first results”. *Water Science e Technology*, **35**(5), 315-322.
- Boutin, C. e Liénard A. (2004). “Reed bed filters for wastewater treatment in France: major designs aspects and history of development”. *Restoring Florida's Everglades. Magazine of the international water association, WARER 21*, April, 58-60.
- Bouwer, H. e Chaney, R. L. (1974). Land Treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*, **6**, 133-176.
- Brasil (2005). *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Estabelece a classificação de águas doces, salobras e salinas*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil.
- Brasil. M. S., Matos, A. T., Soares, A. A. e Ferreira, P. A. (2005). “Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **9**(suplemento), 133-137.
- Brookes, P. C., Kragt, J.F., Powlson, D. S., Jenkinson, D.S. (1985). “Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen”. *Soil Biol. Biochem.*, **17**, 831-835.
- Brooks, A. S., Rozenwald, M. N., Geohring, L. D., Lion, L. W., Steenhuis, T. S. (2000). “Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate”. *Ecological Engineering*, **15**, 121–132.

- Caldeira, D. S. A. (2002). *Palhada residual de cana-de-açúcar (Saccharum spp) colhida mecanicamente (sem queima prévia): Manejo, fertilização, influência no perfilhamento e produtividade da cultura*. Tese de doutorado, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista - Unesp, 101p.
- Camapum de Carvalho, J., Nunes, P. M. e Berberian, D (1987). “Influencia do pH do Líquido de Saturação na Colapsibilidade (em espanhol)”. *Anais do VIII CPMSIF – PCSMFE*, Cartagena, Colômbia, 1-8.
- Campbell, N.A., Reece, J.B. e Mitchell, L.G. 1999. *Biology*. 5th edition.
- Cardoso, P. F., Job, G. D., Tsai, S. e Neves, M. C. P. (1992). *Microbiologia do Solo*. Campinas. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo. 360p.
- Cardoso, F. B. F. (1995). *Análise Química, Mineralógica e Micromorfológica de Solos Tropicais Colapsíveis e o Estudo da Dinâmica do Colapso*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Cargnin, R. H. O., Aita, C., Giacomini, S. J., Luz, L. P., Trevisan, F., Carvalho, D. S. e Feltrin, R. (2006). “Persistência de coliformes em solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos”. *Fertibio 2006*, Bonito – MS.
- Cassini, S. T. (2006). “Ciclo do Nitrogênio”. Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Apostila da disciplina biotecnologia ambiental. Disponível em: <http://www.inf.ufes.br/~neyval/Gestaoambiental/TecnologiasAmbientais2005/Ecologia/CicloNPS.doc>. Acesso em: 12 de janeiro de 2007.
- Chagas, G. (1999). “UNESP desenvolve sistema alternativo para tratamento de esgoto doméstico”. Associação de comunicação de imprensa da UNESP. Disponível em: <http://www.unesp.br/>. Acesso em: 3 de agosto, 2004.
- Chernicharo, C. A. L. (2001) “Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios”. PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Belo Horizonte. **2**, 55-63. 544p.
- Cintra, J. C. A (2004). “Resenha: Aplicações da mecânica dos solos não-saturados – fundações em solos colapsíveis”. *Anais do 5º Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados*, São Carlos, São Paulo.
- Cooper, P., e Geen, B. (1995). “Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom – The First 10 Years Experience”. *Water Science e Technology*, **32**(3), 317-327.



- Cooper, P. (1999). "A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems". *Water Science e Technology*, **40**(3), 1-9.
- Cooper, P. Griffin, P, Humphries, S e Pound, A. (1999). "Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage". *Water Science e Technology*, **40**(3), 283-289.
- Coser, T. R. (2006). *Doses de Nitrogênio e seu efeito nos indicadores microbiológicos de qualidade de solo na cultura da cevada*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de agronomia e medicina veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, DF 81p.
- Costa, A. C. S., Ferreira, J. C., Seidel, E. P., Tormena, C. A. e Pintro, J. C. (2004). "Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos Argilosos tratados com uréia". *Acta Scientiarum Agronomy*, **26**(4), 467-473.
- Costa, C. P. M, Eloi, W. M., Carvalho, C. M, Valmir-Jr, M e Silva, M. A. N. (2005). "Caracterização qualitativa da água de irrigação na cultura da videira no município de Brejo Santo", Ceará. *Revista de Biologia e Ciência da Terra*, 2(5). Disponível em: <http://www.uepb.edu.br/eduep/rbct/sumarios/pdf/brejosanto.pdf>. Acesso em 12 de abril de 2007.
- Costa, L. L., Ceballos, B. S. O., Meira, C. M. B. S. e Cavalcanti, M. L. F. (2003). "Eficiência de *wetlands* construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colídeos e bacteriófagos". *Revista de Biologia e Ciência da Terra*, **3**(1), 1-23.
- Costa, S. N., Martinez, M. A., Matos, A. T. e Ramos, V. B. (1999). "Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente". *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **3**(2), 190-194.
- Costa, F. S., Bayer, C., Albuquerque, J. A. e Fontoura, S. M. V. (2004a). "Aumento de matéria orgânica num latossolo bruno em plantio direto". *Revista Ciência Rural*, **34**(2).
- Criar e plantar (2003). "Arroz: clima e solo". Disponível em: <http://criareplantar.com.Br/agricultura/arroz/arroz.php?tipoConteudo=textoeidConteudo=1301>. Acesso em: 12 de janeiro de 2005.
- Cruz, R. L. (1983). "Cultura do arroz em tabuleiros de solos filtrantes". *Anais do I Seminário sobre métodos biológicos de despoluição*. Piracicaba, São Paulo, 11p.
- Dazzo, F., Smith, P. e Hubbel, D. (1973). "The influence of manure slurry irrigation on the survival faecal organisms in sranton fine sand". *Journal. Environmetal Quality*, **2**, 470-473.

- Denny, P. (1997). "Implementation of constructed wetlands in developing countries". *Water Science e Technology*, **35**(5), 27-34.
- Dias, V. N., Inácio, M., Pacheco, P., Lopes, J., Correia, P. e Soutinho, E. (2000). "Fitoetars: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos". *Anais do 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, Loures, Portugal, 587-607.
- Directive 91/271/EEC (1991). *European Commission*. Urban waste water treatment concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/directiv.html>. Acesso em 23 de março de 2007.
- Dynia, J. F. (2000). "Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in São Paulo State, Brazil". *Communications Soil Science in Plant Analysis*, New York, **31**(5/6), 777-791.
- Duarte, S. (2002). *Estudo das Potencialidades das Zonas Húmidas Artificiais no Tratamento de Efluentes Aquícolas*, Monografia de final de Curso, Departamento de Engenharia Biológica e Química, Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Portugal, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa.
- Edvaldo, S., Girão, E. S., Barbosa, F. J. V, Ramos, G. M., Azevedo, J. N., Medeiros, L. P., Araújo-Neto, L. B., Leal. T. M. (2003). "Agricultura familiar". EMBRAPA. Sistema de Produção 1. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/Fontes.html>  
AgriculturaFamiliar/RegiaoMeioNorteBrasil/autores.htm. Acesso em: 01 junho de 2005.
- Elbachá, A. T. (1989). *Estudo da Influência de Alguns Parâmetros no Transporte de Massa em Solos Argilosos*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civi, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 178p.
- EMBRAPA (2004). "Mapa pedológico digital – SIG, atualizado do Distrito Federal", escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo.
- EMBRAPA (2005). "Cultivo do arroz irrigado no Brasil. Consumo, Mercado e Comercialização do Arroz no Brasil". *Embrapa Clima Temperado*. Sistemas de Produção, 3. Versão Eletrônica. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrigadoBrasil/cap18.htm>.
- Engerlhard, M.; Hurek, T.; Reinhold, B. (2000) "Preferential occurrence of diazotrophic endophytes, *Azoarcus* spp., in wild rice species and land races of *Oryza sativa* in comparison with modern races". *Environmental Microbiology*, **2**(2), 131-141.

- EPA (1993). *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Technology Assessment. United States Environmental Protection Agency, Washington, D. C., U.S.A, 87p.
- EPA (1999). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R/010, Cincinnati, Ohio, U.S.A, 165p.
- Ernani, P. F., Figueiredo, G. R. A., Becegato, V e Almeida, J. A. (1996). “Decréscimo da retenção de Fósforo pelo aumento do pH”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **20**, 159-162.
- Fageria, N. K. (1984). “Adubação e Nutrição Mineral da Cultura do Arroz”. 341p.
- Fageria, N. K. (1998). “Otimização da eficiência nutricional na produção das culturas”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **2**(1), 6-16.
- Fageria, N. K., Stone, L. F e Santos, A. B. (2003). “Manejo da fertilidade do solo para o arroz irrigado”. EMBRAPA, 250p.
- Falkiner, R.A e Polglase, P. J. (1997). “Transport of phosphorus through soil in an effluent-irrigated tree plantation”. *Australian Journal of Soil Research*. **35**, 385-397.
- Farahbakhshazad, N, Morrison, G. M. e Salati-Filho, E. (2000). “Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil”. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, **29**(2), 74-77.
- Ferreira, S.; F. A. O. Camargo; M. J. Tedesco; C. A. Bissani. (2003). “Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero”. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, **27**(4), 755-763.
- Ferreira, D. F. (2000). “Análises estatísticas por meio do SISVAR para Windows versão 4.0”. In...45<sup>a</sup> Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade internacional de Biometria. UFSCar, São Carlos, SP, 255-258.
- Fisk, M. C., Fakey, T. J. (2001). “Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forest”. *Biochemistry*, **53**, 201-223.
- Fonseca, A. F. (2001). *Disponibilidade de Nitrogênio, Alterações nas Características Químicas do Solo e do Milho pela Aplicação de Efluentes de Esgoto Tratado*. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agronomia “Luiz Queiroz”, Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo 126p.

- Fontana, A., Pereira, M. G., Nascimento, G. B., Anjos, L. H. C. e Ebeling, A. G. (2001). “Matéria orgânica em solos de tabuleiro na região norte fluminense – RJ”. *Floresta e Ambiente*, **8**(1), 114-119.
- Fornasieri Filho, D. e Fornasieri, J. L. (1993). “Manual da Cultura do Arroz”. FUNEP-UNESP. Jaboticabal, São Paulo, 221p.
- Friedel, J. K., Langer, T., Siebe, C. e Stahr, K. (2000). “Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico”. *Biological and Fertility of Soils*, **31**(5), 414–421.
- Gallo, L. A. (2003). “O nitrogênio e o ciclo do nitrogênio”. *Hortic. Bras*, **21**(2), Brasília. Disponível em <http://www.ciagri.usp.br/~luagallos/NITROGE.htm>. Acesso em 18 agosto de 2006.
- Garbosa, L. H. P. (2003). *Desenvolvimento e Avaliação de Sistemas de Leito Fixo, Reator Misto Radial Seguido de Reator Anóxico Horizontal – para Remoção de Matéria Orgânica e de Nitrogênio de Esgoto Sanitário*. Dissertação de mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 126p.
- Grant, M., Hill, G., Holbrook, C., Lymburner, P., McTavish, A. e Sundby, A. (2002). *Water Management and Waste Water Treatment at the University of British Columbia: A Study for Sustainable Alternatives*. Thesis of the Bachelor of Science in Environmental Science. University of British Columbia, 148p.
- Green M., Friendler, E., Ruskol. Y. e Safrai, I. (1997). “Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands”. *Water Science e Technology*, **35**(5), 63-70.
- Gruszynski, C. (2002). *Resíduo Agro-Industrial "Casca de Tungue" como Componente de Substrato para Plantas*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 99p.
- Guimarães. A. B., Leopoldo. P. R e Breda, C. C. (2000). “Extração de nutrientes através de Plantas Aquáticas em Sistemas de wetlands”. *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Guimarães, R. C. (2002). *Análise das Propriedades e Comportamento de um Perfil de Solo Laterítico Aplicada ao Estudo do Desempenho de Estacas Escavadas*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

- Hatch, D. J., Lovell, R. D., Antil, R. S., Jarvis, S. C., Owen, P. M. (2000). "Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung". *Biology and Fertility of Soils*, v.30, p.288-293, 2000.
- Hammer, D.A. and R.L. Knight. (1994). "Designing constructed wetlands for nitrogen removal". *Water Science and Technology* **29**(4): 15-27.
- IBGE - Instituto brasileiro de Geografia e Estatística (2007). Levantamento sistemático da produção agrícola. [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa\\_200703\\_5.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_200703_5.shtm). Acesso em 15 de abril de 2007.
- IEA, Instituto de Ecologia Aplicada. (2004). "Wetland". Disponível em: <http://www.wetland.com.br>. Acesso em: 18 de agosto de 2004.
- Isoldi, L. A. e Koetz, P. R. (2004). "Tratamentos biológicos para remoção de matéria orgânica carbonada e nitrogenada". *Revista eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*, vol. 12.
- Isoldi, L. A., Koetz, P. R. e Isoldi, L. A. (2005). "Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB". *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10**(4).
- Jage, C e Zipper, C. (2001). "Passive treatment of acid-mine drainage with vertical-flow systems". *Reclamation Guidelines: For Surface Mined Land in Southwest Virginia*, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Jansson, S. L. e Persson, J. (1982). "Mineralisation and immobilization of soil nitrogen".
- In: Stevenson, F.J. (ed): "Nitrogen in Agricultural soils", American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc Publisher Madison, Wisconsin USA. *Agronomy*, **22**, 229-252.
- Jenkinson, D. S., Ladd, J. N. (1981). Microbial biomass in soil: measurement and turnover. *Soil Biochemistry*, **5**, 415-471.
- Jensen, E. S. (1997). "Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of XSN-labelled pea and barley residues". *Biology Fertility of Soils*. **24**(1), 39-44
- Ji, W. e Mitchell, L. C. (1995). "Analytical Model-Based Decision Support GIS for Wetland Resource Management". In: *Wetland and Environmental Applications of GIS*. Editado por Lyon, J. G e McCarthy J, em 1995.
- Johns, G. G. e McConchie, D. M. (1994). "Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. II. Effect on plant nutrients, additional elements and pesticide

- residues in plants, soil and leachate using drainage lysimeters”. *Australian Journal of Agricultural Research*, **45**, 1619-1638.
- Kadlec, R. H. (1995). “Overview: surface flow constructed wetlands”. *Water Science e Technology*, **32**(3), 1-12.
- Kantawanichkul, S. Pilaila, S., Tanapiyawanich, W, Tikampornpittaya, W e Kamkrua, S. (1999). “Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands”. *Water Science e Tecnology*”, **40**(3), 173-178.
- Karpiscak, M. M. Wass, R. D. Freitas, R. J e Hopf S. B. (1999). “Constructed wetlands in Southern Arizona”. *Arid Lands Newsletter*, n<sup>o</sup> 45. Disponível em: <http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln45/wetlands.html>. Acesso em: 06 outubro, 2004.
- Koottatep T, Polprasert, C., Oanh, N. T. K., Heinss, U., Montangero, A. e Strauss (2001). “Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions”. *Water e Sanitation in Developing Countries. SANDEC. Publications of the Programe on Faecal Sludges Management*. Disponível em: <http://www.sandec.ch/Publications/PublicationsHome.htm#FSM>. Acesso em: 01 de janeiro de 2004.
- Kuzyakov, Y.; Stahr, J.K. e Friedel, K. (2000). “Review of mechanisms and quantification of priming effects”. *Soil Biology Biochemistry*, **32**(11-12):1485-1498.
- Laber, J. Perfler, R. e Habel, R. (1997). “Two strategies for advanced nitrogen Elimination in vertical flow constructed wetlands“. *Water Science e Tecnology*, **35**(5), 71-77.
- Leitão, T. E., Barbosa, A. E., Ikävalko, V.M., Menezes, J. T. M., Zakharova, T. V. (2002). “Avaliação e Gestão Ambiental das Águas de Escorrência de Estradas”. 2<sup>o</sup> *Relatório, Relatório 205/02 – GIAS/DH*, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, 71p.
- Leopoldo, P. R. Guimarães. A. B e Piedade, A. R. (2000). “Emprego de plantas aquáticas em sistema integrado de tratamento de esgoto de pequena comunidade rural”. *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Lima, A. S. (1998). *Análise de Desempenho de Reator Anaeróbio (UASB) Associado a Leito Cultivado de Fluxo Sub-superficial para Tratamento de Esgoto Doméstico*.

- Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, 93p.
- Lopes, A. S. e Guilherme, L.R. G. (1992). “Interpretação de Análise do Solo: conceitos e aplicações”. *Boletim Técnico nº 2*. Associação Nacional para Difusão de Adubos.
- Lu, Y., Murase, J. Watanabe, A., Sugimoto, A., Kimura, M. (2004). “Linking microbial community dynamics to rhizosphere carbon flow in a wetland rice soil”. *Microbiology Ecology*, **48**, 179–186.
- Magesan, G. N., Williamson, J. C., Sparling, G. P, Shipper, L. A. e Lloyd-Jones, A. Rh. (1999). “Decreased hydraulic conductivity in soils irrigated with waste eater field and laboratory studies”. *Australian Journal Soil Reseach*, **37**(2), 391-402.
- Magesan, G. N., Williamson, J. C., Yeates, G. W e Lloyd-Hones, A. Rh. (2000). “Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery”. *Bioresource Technology*, **71**(1), 21-27.
- Marques, D. L. L. M., Pinheiro, C. B. e Luca, S. J. (1997). “Controle de metais e elevação de pH por banhado (*wetlands*) construídos sem fonte externa de matéria orgânica”. *Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental*, Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil.
- Martinazzo, R. (2006). *Diagnóstico da Fertilidade de Solos em Áreas sob Plantio Direto Consolidado*. Dissertação de mestrado, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, 84p.
- Martines, A. M. (2005). Impacto do Lodo de Curtume nos Atributos Biológicos e Químicos do Solo. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo. 74p.
- Martines, A. M., Andrade, C. A. e Cardoso, E. J. B. N. (2005). “Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume”. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **41**(7), 149-1155.
- Mascarenhas, M. M. A. (2003). *Influência do Recarregamento e da Sucção na Capacidade de Carga de Estacas Escavadas em Solos Porosos Colapsíveis*. Dissertação de Mestrado em Geotecnia, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília.

- Masi, F. (1999). “Le Esperienze italiane nel settore della depurazione naturale”. Disponível em: <http://www.igidra.it/cw/cweuropa/index.htm>. Acesso em: 18 de Agosto, 2004.
- Masi, F. (2004). “Constructed wetland for wastewater treatment”. Disponível em: [http://www.igidra.it/cw/fitodep/fitodepu\\_eng.htm](http://www.igidra.it/cw/fitodep/fitodepu_eng.htm). Acesso em: 18 de Agosto, 2004.
- Matos, A. T., Lemos, A. F. e Barros, F. M. (2004). “Mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial”. *Engenharia na Agricultura*, **12**(1), 57-65.
- Mazzola, M., Roston, D. M e Valentim, M. A. A. (2003). “Leito cultivado (“constructed wetlands”) de fluxo vertical por batelada no tratamento de efluentes de reator anaeróbico compartimentado”. *Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental*, Joinville, Santa Catarina, Brasil.
- Meira, C. M. B. (2004). *Utilização de Terras Úmidas no Tratamento de Águas Superficiais Poluídas: Influência do Tipo de Leito e de Macrófita*. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, João Pessoa.
- Mellin, A. K. (2005). *Nitrogen Mineralization in a Sludge-amended Sandy Clay Loam in South Africa*. Master’s Thesis is submitted for the degree of MSc, majoring in Soil Science. Swedish University of Agriculture Sciences, 55p.
- Melo, H. N. S., Miranda, R. J. A., Andrade Neto, C. O., Lucas Filho, M. (2001). *Salinização no Pós-tratamento de Esgotos por Disposição Controlada no Solo*. . In: Chernicharo, C. A. L. (Org.). *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos*. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, **2**, 39-48.
- Melo Jr, A. S. (2003). *Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com typha sp*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 312p.
- Metcalf e Eddy (1991). “Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse”. 3 Ed. New York. McGraw-Hill. 1334p.
- Moreira, A. M., Malavota, E. (2004). “Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental”. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **39**(11), 1103-1110.



- Moreira, F. L. M., Mota, F. O. B., Clemente, C. A, Azevedo, B. M e Bomfim, G. V. (2006). “Adsorção de fósforo em solos do Estado do Ceará”. *Revista Ciências Agrônômica*, **37**(1), 7-12.
- Moreira, F. M. S. e Siqueira, J. O. (2002). *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. Lavras: Editora UFLA, 625p.
- Morris, M e Herbert, R. (1997). “The design and performance of a vertical flow reed bed for the treatment of high ammonia, low suspended solids organic effluents “. *Water Science e Technology*, **35**(5), 197-204.
- Mota, S. (1997). “Introdução a Engenharia Ambiental”. Rio de Janeiro – RJ, ABES, 292p.
- Nascimento, L. V. (1998). *Análise dos Padrões de Qualidade das Águas e de Lançamento de efluentes líquidos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/1986. Uma abordagem para águas doces*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 123p
- Neder, K. D., Queiroz, T. R. e Souza, M. A. A. (2000). “Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais”. *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Nogueira, S. F. (2003). *Balanco de Nutriente e Avaliação de Parâmetros Biogeoquímicos em Áreas Alagadas Construídas para Tratamento de Esgoto*. Dissertação de Mestrado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 139p.
- NSFC (1998). “Constructed wetlands: A natural Treatment Alternative”. National Small Flows Clearinghouse. *Pipeline*, Summer, **9**(3). Disponível em: <http://www.co.boulder.co.us/health/environ/water/ows/pdf/types/Constructed%20Wetlands.pdf>. Acesso em: 05 de maio de 2005.
- NSFC (2005). “Constructed Wetlands Factsheet”. National Small Flows Clearinghouse. Disponível em: <http://danpatch.ecn.purdue.edu/~epados/septics/cwetfact.htm>. Acesso em: 22 de junho de 2005.
- Oliveira, A. C. A, Altidis, K. A. D., Ceballos, B. S. O e Koning, A (2004). “Constructed wetlands: Influence of bed type and vegetation the removal of nitrogen and

- phosphorous”. *Anais do Simposio Internazionale di Ingegneria Sanitaria Ambientale*, Taormina, Italy, 23-26.
- O’Leary, M., Rehm, G e Schmitt, M. (1994). “Understanding nitrogen in soils”. University of Minnesota. Extension service. Disponível em: <http://www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/DC3770.html>. Acesso em: 18 de janeiro de 2007.
- Perez, K. S. S., Ramos, M. L. G e McManus, C. (2005). “Nitrogênio da biomassa microbiana em solo cultivado com soja, sob diferentes sistemas de manejo, nos Cerrados”. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **40**(2), 137-144.
- Peres, L. E. P. (2006). “Nutrição mineral de plantas”. Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz” Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/sbfv/arquivos/aulas/grad01/05nutricaoomineral/NutricaoMineral.pdf>. Acesso em: 22 de agosto de 2006.
- Pereira-Ramirez, O. Quadro, M. S. Antunes, R. M e Koetz, P. R. (2003). “Influência da carga orgânica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico”. *Revista Brasileira de Agrociências*, **9**( 4), 413-420.
- Pitangueira, R. (2006). *Impacto do Lançamento de Efluentes no Corpo Receptor – Córrego TIM*. Trabalho Integralizador Multidisciplinar 1. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Disponível em: <http://www.etg.ufmg.br/tim1/tim1-2006-2.htm>. Acesso em: 05 de setembro de 2006.
- PNSB (2000) – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Ministério do Planejamento, 2000. Orçamento e Gestão. Instituto de Geografia e Estatística – IBGE. Diretoria de Pesquisa. Departamento de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro.
- Pontes, W. L. (2002). *Mineralização de um Biossólido Industrial no Solo e Efeito Dele na Biomassa e Atividade Microbiana*. Dissertação de mestrado, Universidade de Lavras, 73p.
- Prochaska, C. A. e Zouboulis, A. I. (2006). “Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate”. *Ecological Engineering*, **26**(3), 293-303.
- Platzer, C. e Mauch, K. (1997). “Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and...solutions?”. *Water Sciece e Tecnology*, **35**(5), 175-181.

- Pucci, B. e Giovannelli, L. (1998). "The use of constructed wetland system for treating and reusing household wastewater discharged from a small farm in Tuscany (Italy)". *Atti del 2º Congresso Internazionale del grupo specialistico IAWQ Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. "Constructed wetlands system for an integrated treatment and reuse of rural residential wastewater (Spannocchia, Tuscany, Italy)". Milano – Italy. **2**, 1071-1075.
- Queiroz, T. R. (2001). *Remoção de Sólidos Suspensos de Efluentes de Lagoas de Estabilização por Meio de Processos Naturais*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, 229p.
- Ramos, M. G., Neto, J. A. Z., Morel, D. A., Noldin, J. A., Marques, L. F. Miura, L. Schmitt, A. T. Frosi, J. F e Althoff, D. A. (1981). "Manual de Produção do Arroz Irrigado". EMPASC, EMATER/ACRESC, EMBRAPA e EMBRATER. Florianópolis, 225p.
- Ran, N. Agami, M. e Oron, G. (2004). "A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel". *Water Research*, **38**, 2241-2248.
- Rangel, P. H. N. ; Soares, D. M. ; Cutrim, V. A. ; Diniz, J. A. (2005). "BRSGO Guará e BRS Alvorada: novas cultivares de arroz irrigado para os estados de Goiás e Tocantins". In: IV Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado XXVI Reunião da Cultura do Arroz Irrigado, Santa Maria, RS. *Novos caminhos para a produção de arroz irrigado no Brasil*. Santa Maria, RS, ORIUM, I, 84-88.
- Rodrigues, J. (1999). "A água do imaginário da urbanidade". *Jornal a Página*, nº 78, Ano 8, pág. 10.
- Rodrigues, L. S., Baldini, V. L. D., Reis, V. M., Baldini, J. I. (2006). "Diversidade de bactérias diazotróficas endofíticas dos gêneros *Herbaspirillum* e *Burkholderia* na cultura do arroz inundado". *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **41**(2).
- Rodrigues N, T. A., Arruda S., R., Soares, F. C., Machado, F. I. e Arnaldo, F. L. (2006) "Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto". *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, **VI**(1), enero, pp. 52-63.
- Roger, P. e Ladha, J.K. (1992). "Biological N<sub>2</sub> fixation in wetland rice fields: Estimation and contribution to nitrogen balance". *Plant and Soil*, **141**(1-2), 41-55.

- Roston, D. M. e Collaço, A. B. (2003). “Leitos cultivados: pneu picado como meio suport”. *Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental*, Joinville, Santa Catarina, Brasil.
- Roston, D. M. e Mansor, A. T. (1999). “Tratamento de esgotos por sistema de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de Nitrogênio”. *Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental*, Riocentro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Sakadevan, K. e Bavor, H. J. (1998). ”Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems”. *Water resources* **32**(2), 393-399.
- Salati, E. Filho, Salati, Eneida e Salati, E. (1999). “Wetland projects development Brasil”, *Water Science e Technology*, **40**(3). 19-25.
- Santos, A. P. R. (2004). *Efeito da Irrigação com Efluente de Esgoto Tratado, Risco em Sódio, em Propriedades Físicas e Químicas de Um Argissolo Vermelho Distrófico Cultivado com Capim-Tifton 85*. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- Sanyal, S. K, De Datta, S. K. (1991). “Chemistry of phosphorus transformation in soil”. *Soil Science*, **6**, 1-120.
- Santaella, S. T., Leitão, R. C., Silva, L. A., Cunha, C. D. M. M., Magalhães, D. I., Almeida, E. C., Fonteles Neto, J. O, Maia, L. G. C e Carvalho, M. G. P. (2007). “Disposição no solo como alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto doméstico para pequenas comunidades”. Relatório Final, 177p.
- Santos Neto, P. M. S e Manso, E. A. (2004). “Uma abordagem da granulometria da argila porosa colapsível de Brasília utilizando o granulômetro a laser”. *Anais da I Jornada Científica de engenharia*.
- Santos, A. P. R. (2004). *Efeitos da irrigação com efluentes de esgoto tratado, risco em sódio, em propriedades física e químicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com Capim-Tifon 85*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior Luiz Queiroz, Universidade de São Paulo, 95p.
- Santos, G. A e Camargo, F. A. O. (1999). *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo. Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*, 508p.
- Santos, S. S., Soares, A. A., Matos, A. T., Montovani, E. C. e Batista, R. O. (2006). “Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo”. *Engenharia na Agricultura*, **14**(1), 32-38.

- Sauer, P. A e Kimber, A. (2001). “Technical assessment of constructed wetlands for wastewater treatment in Iowa”. IOWA Associate of Municipal Utilites. United States.
- Segatelli, C. R. (2004). *Produtividade da Soja em Semeadura Direta com Antecipação da Adubação Fosfatada e Potássica na Cultura de Eleocine Coracana (L.) Gaertn.* Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”. Área de concentração em Fitotecnia, Universidade de São Paulo. 72p.
- Senzia, A.M, Mashauri, D. A, Mayo, A.W. (2004). “Modelling nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with *Phragmites Mauritianus*”. *Journal of Civil Engineering Research and Practice*, 1(2), 1-15.
- Sezerino, P. H. e Philippi, L. S. (1998). “Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-platas”. *Anais do XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, Lima, Peru.
- Sezerino, P. H, Reginatto, V. Soares, H. M., Philippi, L.S. (2002) “wetlands como polimento de efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos - início de operação”. *Anais do VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vitória - ES – Brasil.
- Sezerino, P. H. (2006). *Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização Sob Condições de Clima Subtropical*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico.
- Silva, D. M., Fries, M. R., Antonioli, Z. I., Zaida, I. Aita, C., Voss, M. Jacques, R., Seminotti, J. Carvalho, C. A. (2004). “Bactérias diazotróficas em solo cultivado com arroz irrigado (*Oryza sativa L.*)”. *Revista Brasileira Agrociências*, 10(4), 467-474.
- Silva, F. A. M. (2005). *Qualidade de compostos orgânicos produzidos com resíduos do processamento de plantas medicinais*. Tese de Doutorado, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Departamento de Energia na Agricultura, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, 102p.
- Silva, J. R. T. (2005a). “Recuperação de Áreas Degradadas”. Apostila do curso de recuperação de áreas degradadas. Rio Branco-AC.

- Silva, J. R. C. (1998). “Efeito do manejo de restolhos de arroz e da calagem na produção de soja. Nota técnica”. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33(9).
- Silvestre, A. e Pedro-de-Jesus, M. (2002). *Tratamento de Águas Residuais Domésticas em Zonas Húmidas Artificiais*. Monografia de Final de Curso, Instituto Superior Técnico, Departamento de Engenharia Biológica e Química.
- Siqueira, J. O. (1994 ou 2002). “Microrganismos e Processos Biológicos do Solo”. Perspectiva ambiental. Brasília, EMBRAPA, CNPAF, CNPSO, SPI. (EMBRAPA CNPAF, documento 45), 142p.
- Smith, C. J., Freney, J. R. e Bond, W. J. (1996). “Ammonia volatilization from soil irrigated with urban sewage effluent”. *Australian Journal of Soil Research*, 34, 789-802.
- Smith, C. J. e Bond, W. L. (1999). “Losses of nitrogen from an effluent-irrigated plantation”. *Australian Journal of Soil Research*, 37(2) p.371-389.
- Smith, J. L e Paul, E. A. (1990). “The significance of soil microbial biomass estimations”. *Soil Biochemistry*, 6, 357-396.
- Spier, T. W., Van Shaik, A. P., Kettles, H. A., Vicent, K. W e Campbell, D. J. (1999). “Soil Stream-Water Impacts of Sewage Effluent Irrigation onto Steeply Sloping Land”. *Journal of Environmental Quality*, 28(4), 1105-1114.
- Stiles, N. (2005). “Constructed wetlands in cold climates”. *Magazine Small Flows Quarterly*, Winter, 6(1).
- Soares, A. L e Ferreira, A. P. (2001). *Fito-ETAR's: Alternativa Tecnológica*. Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais, Colégio Luís António Verney, Universidade de Évora.
- Sousa, J. T., Van-Haandel, A. C., Cosentino, P. G. S. e Guimarães, A. V. A. (2000). “Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas *wetlands* Construídos”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, PB, 4(1), 87-91.
- Sousa, J. T, van Haandel, A., Lima, E. P. C. Henrique, I. N. (2004). “Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB”. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(4), 285-290.
- Sousa, J. T. e Foresti, E. (1999). “Gestão e controle ambiental: Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 3(1), p.69-73.

- SPVS (2004). "Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental". Disponível em: [www.spvs.org.br](http://www.spvs.org.br). Acesso em: 3 de agosto, 2004.
- Stewart, H. T. L., Hopmans, P., Flinn, D. W. e Hillman, T. J. (1990). "Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia". *Environmental Pollution*, **63**(2), 155-177.
- Surampalli, R. Y., Tyagi, R. D., Scheible, O. K. and Heidman, J. A. (1997). "Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors". *Bioresource Technology*, **61**, 151-157.
- Taha, I. M. e Malik, N. (2000). "Effect of treated sewage water on soil Characteristics". In: Proc. International Conf. on Wastewater Treatment and Reuse Adapted to Mediterranean Area. 25-28 (WATRAMA'2000).
- Tonetti, A. L. Coraucci Filho, B. Stefanutti, R, Figueiredo, R. F São Pedro, C. C. O.(2005). "Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtro de areia". *Revista engenharia sanitária e Ambiental*, **10**(3), 209-218.
- Tsukuba, I. (1996). Microbial fertilizers in Japan. Michinori Nishio National Institute of Agro-Environmental Sciences Kannondai 3-1-1. *Food efertility tecnology certer*. An International information center for farmers in de Asia Pacific Region. Disponível em: <http://www.agnet.org/library/article/eb430.html>. Acesso em 15 de dezembro de 2006.
- USP (2003). "Relatório MF2. Limites técnicos e econômicos de alternativas de tratamento de esgoto". In: *Manual de orientação aos municípios e outros agentes*. Núcleo de Pesquisa em Informações Urbanas. Convênio FINEP CT-HIDRO 23.01.0547.00. Universidade de São Paulo.
- Valentim, M. A. A. (2003). Desempenho de Leitões Cultivados ("Constructed Wetland") para Tratamento de Esgoto: Contribuições para Concepção e Operação. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 233p.
- van Raij, B. (1991). *Fertilidade do Solo e Adubação*. São Paulo, Agronômica Ceres, 343p.
- van Haandel, A. e Maris, G. (1999). *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado. Teoria e Aplicações para Projetos e Operação*. EPGRAF. Campina Grande, PB. 488p.

- van Kaick, T. S. (2002). *Estação de Tratamento de Esgoto por Meio de Zona de Raízes: Uma Proposta de Tecnologia Apropriada para Saneamento Básico no Litoral do Paraná*. Dissertação de Mestrado, Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Universidade Federal do Paraná, 116p.
- van Niekerk, C.M. (2004). *Nitrogen Dynamics in Sewage Sludge and Commercial Fertilizer Enriched Soils*. Magister scienta, Department of Plant Production and Soil science, University of Pretoria.
- Vance, E. D., Brookes, P. C. e Jenkinson, D. S. (1987). “An extraction method for measuring soil microbial biomass C”. *Soil Biol. Biochem.*, **19**, 703-707.
- Vargas, L.K. e Scholles, D. (2000). “Biomassa microbiana e produção de C-CO<sub>2</sub> e N mineral em um Podzólico Vermelho-Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **24**, 35-42.
- Vicznevski, I. S. e Silva, C. G. (2003). “Tratamento biológico de esgotos com zona de raízes: experiência da prefeitura municipal de Joinville”. *Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental*, Joinville, Santa Catarina, Brasil.
- von-Felde e Kunst, S. (1997). “N- and COD-removal in vertical-flow systems “. *Water Science e Technology*, **35**(5), 79-85
- Von Sperling, M. (1996). *Princípios de Tratamento de Águas Residuárias – Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, **2**.
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S. e Mander, U. (2006). “Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland”. *Science of the Total Environment* **xx**, xxx–xxx.
- Vymazal. J. (1998). “Types of constructed wetlands for wastewater treatment”. *Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*, 150-166.
- Vymazal J. (2002). “The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience”. *Ecology Engineer* **18**(2), 633–646.
- Vymazal, J. (2006). “Removal of nutrients in various types of constructed wetlands”. *Science of the total environment*, Doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.
- Wardle, D. A. (1994). “Metodologia para a quantificação da biomassa microbiana do solo”. In: *Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola*. Editado por Hungria, M. e Araújo, R. S. EMBRAPA, Brasília, DF. 542p.



- Wennman, P. (2004). *Decomposition and Nitrogen Transformations in Digested Sewage Sludge Applied to Mine Tailings-Effects of Temperature, Soil Moisture, pH and Plants*. Swedish University of Agricultural Science. Licentiate Thesis. Reports from the Department of Soil Sciences • 34. Dis. Disponível em: <http://diss-epsilon.slu.se/archive/00000548/>. Acesso em: 18 de fevereiro de 2004.
- Weaver, D. M.; Ritchie G. S. P. e Anderson G. C. E Deeley, D. M. (1988a). “Phosphorus leaching in sandy soils. I. Short-term effects of fertilizer applications and enviromental conditions”. *Autralian Journal of Soil Research*, **26**, 177-190.
- Weaver, D. M., Ritchie G. S. P., Anderson G. C. e Deeley, D. M. (1988b). “Phosphorus leaching in sandy soils. II. Laboratory studies of the long-term effects of phosphorus source”. *Autralian Journal of Soil Research*, **26**, 191-200.
- Wynn, J. (2003). “Innovative and alternative on-site treatment of residential wastewater”. *Innovative Housing Technology Grant*. United States Housing and Urban Development, RH-00-OH-I-0335.
- Zanotelli, C. T. (2002). *Modelagem Matemática de Nitrogênio e Fósforo em Lagoas Facultativas e de Aguapés para Tratamento de Dejetos de Suínos*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, 180p.

Referências bibliográficas citadas em *apud*:

- Cruz, L. M., Souza, E. M., Weber, O. B. *et al.* (2001). “16 S ribosomal DNA characterization of nitrogen-fixing bacteria isolated from banana (*Musa spp.*) and pineapple (*Ananás comosus* (L.) Merrill)”. *Applied Environmental Microbiology*, **67**(5), 2375-2379.
- De Vires, J. (1972). “Soil filtration of wastewater effluent and the mechanism of pore clogging”. *Journal of Pollution Control Federation*, **44**, 565-573.
- Falkiner, R. A., Smith, C. J. (1997). “Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*”. *Australian Journal of Soil Research*, **35**, 464-477.
- Feigin, A., Ravina, I., Shalhevet, J. (1991). “Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection”. Berlin: Springer-Verlag, 224p.
- Ford, D. L., Churchwell, R. L e Kachtick, J. W. (1980). “Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewater”. *Journal Water Pollution Control Federation*, **52**(11), 2726-2746.
- Hannapel, R. J., et al. (1964). “Phosphorus movement in a calcareous soil: I. Predominance of organic forms of phosphorus in phosphorus movement”. *Soil Science*, **97**, 350-357.
- Haynes, R. J., Mokolobate, M. S. (2001). “Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved”. *Nutrient cycling in agroecosystems*, **59**, 47-63.
- Henze, M., Harremões, P., Jansen, J. L. C. e Arvin, E. (1997). *Wastewater Treatment*. 2 ed, Germany, Springer.
- Kadlec, R. H. e Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton. Lewis Publishers. 893p.
- Neves, M. C. P. e Rumjanek, G. (1998). In: Melo, I. S.; Azevedo, J. L. *Ecologia Microbiana*. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, cap. 1, 15-60.
- Paganini, W. S. (1997). *Disposição de Esgotos no Solo: (Escoamento à Superfície)*. 2ª. Ed, São Paulo – SP, Fundo Editorial da AESABESP.
- Ruiz, H. A., *et al.* (1988). “Efeito do conteúdo de água sobre os níveis críticos de fósforo em dois latossolos”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **12**, 43-48.
- Schnitzer, M. (1991). “Soil organic matter – the next 75 years”. *Soil Science*, **151**, 41-58.

- Simard, R.R.; Beauchemin, S.; Haygarth, P.M. (2000). "Potential for preferential pathways of phosphorus transport". *J. Environ. Qual.*, **29**, 97-105.
- Stanford, G. e Smith , S. J. (1972). "Nitrogen mineralization-water relations in soil". *Soil Science Society of American Proceedings*, **38**, 99-102.
- Steverson, F.J. (1982). "Origin and distribution of nitrogen in soil". In Stevenson, F.J.(ed): *Nitrogen in Agricultural Soils*, American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc Publisher Madison, Wisconsin USA. Agronomy, **22**, 1-39.
- Watson, J. T. e Danzig, A. J. (1993). Pilot-scale nitrification studies using vertical flow and shallow horizontal flow constructed wetlands cells. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement* G. A. Moshiri (Ed.), Lewis Publ., Boca Raton, 301-314.

## APÊNDICE

### PROPORÇÃO DE AREIA E SOLO

Os substratos ou meios suportes de sistemas *wetlands* construídos devem possuir elevada condutividade hidráulica e, ao mesmo tempo, fornecer condições para o arroz e os microrganismos se desenvolverem. O atendimento simultâneo dessas duas características é uma tarefa complexa, porque a cultura do arroz e os microrganismos se desenvolvem bem em solos argilosos os quais apresentam baixa condutividade hidráulica.

O solo natural (Latosolo Vermelho-Amarelo), característico de algumas regiões do Distrito Federal, possui teor de areia fina e silte considerados elevados para uso nestes sistemas, uma vez que meios suportes com altos percentuais desses materiais podem colmatar mais rápido. Por esta razão, misturou-se o solo natural com areia média em duas diferentes proporções (Tabela 4.2) e procederam-se os ensaios granulométricos, a fim de se obter um solo com a característica desejada.

Tabela 4.2. Relação das misturas de um solo arenoso com o latossolo vermelho-amarelo.

<b>Identificação do solo</b>	<b>Relação</b>
Solo 1 – Latossolo vermelho amarelo sem misturar	-
Solo 2 – areia média/latossolo vermelho amarelo	1,5:1,0
Solo 3 – areia média/latossolo vermelho amarelo	2,0:1,0

Os ensaios granulométricos foram realizados utilizando-se ou não defloculante (Tabela 4.3). Este reagente químico desagrega as partículas do solo, simulando um processo semelhante ao que ocorre quando se aplica o esgoto.

Como visto nos resultados granulométricos, o teore de argila do solo natural (Solo 1) aumentou significativamente quando se usou o defloculante, o que poderia causar a rápida colmatação do solo. Esse solo, então, não é recomendado para meio suporte de sistemas *wetlands* construídos.

Tabela 4.3. Resultados dos ensaios granulométricos para as diferentes misturas de solos com e sem defloculante.

Tipo material	% do material					
	Sem defloculante			Com defloculante		
	Solo 1	Solo 2	Solo 3	Solo 1	Solo 2	Solo 3
Pedregulho grosso	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pedregulho médio	0,1	2,7	3,0	0,1	2,8	3,0
Pedregulho fino	1,0	12,4	11,9	1,0	12,5	12,0
Areia grossa	8,3	15,3	12,4	1,6	13,4	11,2
Areia média	34,9	31,6	39,9	15,9	29,5	34,1
Areia fina	38,4	29,8	27,8	41,9	26,1	26,2
Silte	12,9	3,1	2,7	7,3	5,1	3,2
Argila	4,3	5,0	2,1	32,1	10,6	10,4

A diferença entre as características granulométricas dos solos 2 e 3 foi pequena. No entanto, optou-se pelo solo 2 que continha teores de silte e argila um pouco maiores e de areia média um pouco menores do que o solo 3. Os teores de silte e argila do solo 2 não eram significantes para alterar a condutividade hidráulica e forneceriam condições para o cultivo da cultura e desenvolvimento dos microrganismos.

### **TESTE DE GERMINAÇÃO DAS SEMENTES DO ARROZ**

O teste de germinação foi realizado com o objetivo de avaliar a qualidade das sementes quanto à ocorrência de possíveis doenças fungicas. Para tanto, separaram-se conjuntos de 100 sementes colocando-as espalhadas em filas em papel de filtro umedecido para germinação das sementes. Em seguida, colocou-se outro papel umedecido sobre as sementes que juntos foram dobrados e incubados em estufa a 25°C, no máximo, por 10 dias. Nos 4 conjuntos de sementes, o percentual de germinação foi alto (Tabela 4.4) e ocorreu no nono dia de incubação (Figura 4.1).

Tabela 4.4. Quantidade de sementes germinadas e não germinadas nos quatro conjuntos.

Conjunto	Quantidade de sementes		
	Total	Germinaram	Não germinaram
1	100	89	11
2		95	5
3		98	2
4		92	8



Figura 4.1. Sementes do arroz após a germinação.

Algumas sementes apresentaram fungos e foram encaminhadas ao Laboratório de Fitopatologia do Departamento de Ecologia do Instituto de Biologia da UnB para análise. Foi encontrado o fungo cescospora, que não representa empecilho ao cultivo do arroz, em razão do seu curto tempo de vida no solo.

Atestada a qualidade das sementes, procedeu-se, então, a semeadura e com 9 (nove) dias a germinação foi observada. Um mês após a semeadura, a planta do arroz apresentou altura média de massa foliar e de sistema radicular de, respectivamente, 15 e 5cm (Figura 4.2).



Figura 4.2. Planta de arroz após um mês da germinação.

#### 4.5.2.1. Capacidade de campo do solo

A capacidade de campo é um parâmetro importante que é solicitado nas etapas analíticas iniciais e na fase de cálculo dos resultados das análises microbiológicas. Ela é expressa pela capacidade de campo do solo que representa a quantidade de água retida em uma amostra de solo depois de drenado o excesso da água gravitacional.

Para obtenção da umidade referente a capacidade de campo, o solo foi secado em estufa por 72 horas e pesado. Em seguida, foi colocado em um balde com pequenos orifícios na sua área inferior. Posteriormente, saturou-se o solo e o excesso de água foi sendo drenado por 24 h, quando foi novamente pesado. Com os pesos seco e úmido procedeu-se o cálculo do percentual de umidade (capacidade de campo do solo), a partir da seguinte relação:

$$\% \text{ umidade} = (\text{peso úmido} - \text{peso seco}) / \text{peso seco} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$