**Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros
biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o
tratamento de esgoto**

SANDRA FURLAN NOGUEIRA

Dissertação apresentada ao Centro de Energia
Nuclear na Agricultura, Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de Mestre em
Ciências, Área de Concentração: Energia
Nuclear na Agricultura.

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Julho - 2003

**Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros
biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o
tratamento de esgoto**

SANDRA FURLAN NOGUEIRA

Engenheira Agrônoma

Orientador: Dr. **PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO**

Dissertação apresentada ao Centro de Energia
Nuclear na Agricultura, Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de Mestre em
Ciências, Área de Concentração: Energia
Nuclear na Agricultura.

PIRACICABA

Estado de São Paulo – Brasil

Julho - 2003

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Nogueira, Sandra Furlan

Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto / Sandra Furlan Nogueira. - - Piracicaba, 2003.
137p. : il.

Dissertação (mestrado) - - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2003.

1. Carbono 2. Carga orgânica 3. Ecologia aplicada 4. Efluente de esgoto 5. Engenharia ambiental 6. Esgotos sanitários 7. Fósforo 8. Nitrogênio 9. Saneamento I. Título

CDU 628.3:550.47

Ofereço esse conhecimento aos humildes
que sofrem com a falta de saneamento básico.

Dedico

Ao meu pai **José**
por ter me deixado como legado o gosto
pelas “coisas da natureza”,
À minha mãe **Márcia** e ao meu marido
Charles
por terem me nutrido de alimento, amor e
companheirismo para que eu pudesse dar à
luz a minha filha **Laís** e a este trabalho.

MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS:

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP);

Ao Serviço Municipal de Água e Esgoto de Piracicaba (SEMAE), em especial ao engenheiro Gilson Merli e aos coordenadores da área de tratamento de esgoto João Marconato, Vivaldo e Paulo;

Aos professores e orientadores Plínio B. de Camargo e Luiz Antonio Martinelli e demais professores e pesquisadores do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI);

À Escola de Engenharia de Piracicaba (EEP), em especial à Profa. Maria Helena Tavares e ao aluno Eduardo Camolese;

Aos amigos da sala de alunos (Daniela, Salomão, Simone, Andréa, Débora, Gabriela e Ivan) e colegas mestrands, doutorandos e pós-doutorandos;

Aos técnicos do LEI Tonica, Edmar, Geraldo e Fabiana e aos estagiários Andréa D. da Silva, Ricardo, Rodrigo, Juliano, Fabiano, Michele, Patrícia, Alexandra e Camila, e em especial ao corajoso colaborador André B. Santana;

À secretária do LEI Neusa Augusti;

Ao Laboratório de Fertilidade do Solo (CENA), em especial ao Prof. Takashi e às técnicas Henriqueta, Marileuza e Sandra;

Ao Laboratório de Química (CENA), em especial ao Prof. Boaventura e as técnicas Sheila e Fátima;

Ao Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas (ESALQ), em especial ao Prof. Quirino e às técnicas Nivanda, Lúcia, Lurdes e Néia.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	xi
RESUMO.....	xv
SUMMARY.....	xvii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVO.....	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 Áreas alagadas construídas – Conceitos.....	5
3.1.1 Fossa séptica.....	7
3.1.2 Sistemas com plantas aquáticas emergentes.....	8
3.1.2.1 Sistemas com plantas emergentes e fluxo vertical sub-superficial.....	8
3.1.3 Sistemas com plantas aquáticas flutuantes.....	11
3.1.3.1 Sistemas com aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i> [Mart] Solms).....	12
3.2 Processos biogeoquímicos.....	13
3.2.1 Dinâmica do carbono.....	16
3.2.2 Dinâmica do nitrogênio.....	17
3.2.3 Dinâmica do fósforo.....	18
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
4.1 O sistema de áreas alagadas construídas.....	21
4.2 Amostragem de efluente.....	26
4.2.1 Locais de amostragem de efluente.....	26
4.2.2 Forma e período de amostragem de efluente.....	28

4.2.3 Parâmetros, analitos e métodos analíticos.....	30
4.3 Amostragem de plantas aquáticas.....	33
4.3.1 Locais, forma e período de amostragem das plantas aquáticas.....	33
4.3.2 Parâmetros, analitos e métodos analíticos.....	36
4.4 Amostragem de solo.....	37
4.4.1 Locais, forma e período de amostragem do solo.....	37
4.4.2 Parâmetros, analitos e métodos analíticos.....	38
4.5 Interpretação dos dados.....	39
5 RESULTADOS.....	40
5.1 Efluente.....	40
5.1.1 Vazão.....	40
5.1.2 Parâmetros abióticos: temperatura do efluente, pH, condutividade elétrica, material particulado (MP) e oxigênio dissolvido (OD).....	42
5.1.2.1 Temperatura do efluente.....	42
5.1.2.2 pH.....	44
5.1.2.3 Condutividade.....	46
5.1.2.4 Oxigênio dissolvido (OD).....	47
5.1.2.5 Material particulado (MP).....	50
5.1.3 Taxas metabólicas: demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) e demanda química de oxigênio (DQO).....	52
5.1.4 Carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono particulado total (CPT).....	55
5.1.5 Amônio (NH ₄ ⁺), nitrato (NO ₃ ⁻) e nitrogênio particulado total (NPT).....	60
5.1.6 Fósforo inorgânico dissolvido (PID), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado total (PPT).....	64
5.2 Plantas aquáticas.....	67
5.2.1 Arroz.....	67
5.2.2 Aguapé.....	70
5.3 Solo.....	72

5.4 Balanço de massa de nutrientes no sistema.....	74
5.4.1 Carbono.....	74
5.4.2 Nitrogênio.....	75
5.4.3 Fósforo.....	77
6 DISCUSSÃO.....	78
7 CONCLUSÕES.....	89
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	92
APÊNDICE.....	100

LISTA DE FIGURAS

	Página
1 ETE Terras do Engenho. Abaixo e a esquerda: fossa séptica e canteiros plantados com arroz. A direita: canal; o aguapé ainda não havia sido introduzido.....	22
2 Vista da fossa séptica de nove câmaras e calha Parshall.....	22
3 Seqüência de construção de um dos canteiros. Da esquerda para a direita: após abertura do canteiro e construção das valas, colocação da lona impermeável; colocação dos tubos perfurados e da brita sobre os tubos; deposição de brita, pedrisco e substrato sobre a área total.....	24
4 Canteiros plantados com arroz (30/08/2001).....	25
5 Canal com aguapés (04/09/2001).....	25
6 Croqui do sistema ilustrando os pontos de coleta.....	26
7 Ponto de coleta de esgoto bruto (P1).....	27
8 Ponto de coleta após a fossa séptica (P2).....	27
9 Ponto de coleta após os canteiros plantados com arroz (P3).....	28
10 Ponto de coleta após o canal com aguapés (P4).....	28
11 Canteiros de arroz em período de produção (27/11/2002).....	34
12 Ensaio de monitoramento do aumento da biomassa de aguapés (04/09/2001).....	35
13 Canal com aguapés em março de 2002.....	35
14 Colheita dos aguapés realizada em abril de 2002.....	36
15 Amostragem de solo do canal com aguapés.....	37
16 Médias horárias das vazões para os pontos de coleta P1 e P3, coleta intensiva no período S1, e para os mesmos pontos (P1' e P3') na coleta intensiva no período U1.....	41

17 Médias diárias das vazões (n=6) para os pontos P1, P3 e P4 ao longo do período de coleta.....	41
18 Temperatura do efluente nos pontos P1, P2, P3 e P4, nas coletas intensivas, nos períodos S1 (a) e U1 (b).....	43
19 Valores de temperatura no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 ao longo do período de coleta.....	44
20 Valores de pH do efluente nos pontos P1, P2, P3 e P4, nas coletas intensivas, nos períodos S1 (a) e U1 (b).....	45
21 Valores diários de pH no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 ao longo do período de coleta.....	46
22 Valores de condutividade no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.....	47
23 Concentração de OD no efluente nos pontos P1, P2, P3 e P4, nas coletas intensivas, nos períodos S1 (a) e U1 (b).....	48
24 Concentrações de OD no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.....	49
25 Carga de OD aplicada, acréscimos ou decréscimos de OD em cada estágio do sistema, nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	50
26 Concentrações de MP > 0,65 µm no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.....	51
27 Carga de material particulado aplicado, acréscimos ou decréscimos em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	51
28 Concentrações de DBO ₅ no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.....	52
29 Carga de DBO ₅ aplicada, acréscimos ou decréscimos de DBO ₅ em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	54
30 Concentrações de DQO no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.....	55

31	Carga de DQO aplicada, acréscimos ou decréscimos de DQO em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	55
32	Concentrações de CID, COD e CPT no efluente nos pontos de coleta do sistema.....	56
33	Cargas de CID, COD e CPT aplicadas, acréscimos ou decréscimos de CT em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	58
34	Concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NPT no efluente nos pontos de coleta do sistema.....	61
35	Cargas de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NPT aplicadas, acréscimos ou decréscimos em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	63
36	Concentrações de PID, POD e PPT no efluente nos pontos de coleta do sistema.....	65
37	Cargas de PID, POD e PPT aplicadas, acréscimos ou decréscimos em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).....	66
38	Curvas de crescimento de aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>) em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto domiciliar.....	71
39	Concentrações de C, N e P totais encontrados nos 20 cm iniciais dos solos dos canteiros e do canal de aguapé do sistema de tratamento.....	73
40	Relações entre AUO e Excesso- CO_2 na fossa séptica, canteiros de arroz e canal de aguapés do sistema de áreas alagadas.....	82

LISTA DE TABELAS

	Página
1 Características físicas do solo utilizado no sistema de áreas alagadas construídas (setembro/1999).....	23
2 Medianas das vazões dos pontos de coleta P1, P3 e P4 para os períodos S1, U1 e S2 e média para o período avaliado (agosto/01 a julho/02).....	42
3 Cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de CID, COD, CPT e CT nos estágios de tratamento do sistema.....	59
4 Cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, NPT e NID+NPT nos estágios de tratamento do sistema.....	62
5 Cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de PID, POD, PPT e PT nos estágios de tratamento do sistema.....	67
6 Evolução da biomassa de arroz e suas respectivas concentrações de C, N e P no período de julho a dezembro 2001.....	68
7 Biomassa e quantidade de C, N e P exportados pelos canteiros de arroz, obtidos a partir da colheita de 27/11/2001.....	69
8 Ensaio de monitoramento do aumento da biomassa de aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>) no período de julho/01 a janeiro/02.....	70
9 Biomassa e conteúdo de C, N e P imobilizados pelos aguapés do dentro do canal de tratamento do sistema.....	72
10 Conteúdo de C, N e P encontrados nos 20 cm iniciais dos solos dos canteiros e do canal de aguapé no período pré-operacional (16/06/00) e no final do período de coletas (30/07/02).....	74
11 Balanço de massa de carbono em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.....	75

12	Balanço de massa de nitrogênio em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.....	76
13	Balanço de massa de fósforo em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.....	77
14	Médias diárias das vazões para os pontos de coleta P1, P3 e P4 do sistema de áreas alagadas construídas ao longo do período avaliado (agosto/01 a julho/02) e média das vazões para os períodos S1, U1 e S2.....	101
15	Médias diárias das temperaturas no efluente nos pontos de coleta P1, P3 e P4, médias das temperaturas para os períodos P1-seco, P2-chuvas e P3-seco, média do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.....	102
16	Médias diárias de pH no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema de área alagada construída, média do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.....	103
17	Médias diárias de condutividade no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema, acréscimos ou decréscimos de condutividade em cada estágio do sistema e no sistema, média do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.....	104
18	Concentrações de OD no efluente nos pontos de coleta do sistema de área alagada construída, acréscimos ou decréscimos de OD no sistema, quantidades de OD aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	105
19	Material particulado > 0,65 µm no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos no sistema, quantidades aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	106
20	Demandas bioquímicas de oxigênio (DBO ₅) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de DBO ₅ no sistema, quantidades de DBO ₅ aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	107
21	Demandas químicas de oxigênio (DQO) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de DQO no sistema, quantidades de DQO aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a	

julho/02.....	108
22 Concentrações de CID (C-CO ₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de CID, quantidades de CID aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	109
23 Concentrações de COD (C-CO ₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de COD, quantidades de COD aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	110
24 Concentrações de CPT (C-CO ₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de CPT, quantidades de CPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	111
25 Concentrações de CT (C-CO ₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de CT, quantidades de CT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	112
26 Concentrações de N-NH ₄ ⁺ no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de N-NH ₄ ⁺ , quantidades de N-NH ₄ ⁺ aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	113
27 Concentrações de N- NO ₃ ⁻ no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de N- NO ₃ ⁻ , quantidades de N- NO ₃ ⁻ aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	114
28 Concentrações de NPT no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de NPT, quantidades de NPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	115
29 Concentrações de NID+NPT no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de NID+NPT em cada estágio, quantidades de NID+NPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	116
30 Concentrações de PID (P-PO ₄ ⁻³) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de PID, quantidades de PID aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	117
31 Concentrações de POD (P-PO ₄ ⁻³) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de POD em cada estágio, quantidades de POD	

aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de setembro/01 a julho/02.....	118
32 Concentrações de PPT (P-PO_4^{-3}) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de PPT em cada estágio, quantidades de PPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de setembro/01 a julho/02.....	119
33 Concentrações de PT (P-PO_4^{-3}) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de PT em cada estágio, quantidades de PT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.....	120

Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto

Autora: SANDRA FURLAN NOGUEIRA

Orientador: Dr. PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO

RESUMO

Um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto, situado na cidade de Piracicaba e pertencente ao SEMAE (Serviço Municipal de Água e Esgoto), foi investigado. Esse sistema, composto por três estágios de tratamento: fossa séptica; canteiros plantados com arroz (substrato solo e fluxo de efluente sub-superficial vertical) e canal com aguapés (fluxo de efluente horizontal superficial), operou com uma taxa de aplicação de $414 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de esgoto doméstico. Este trabalho teve por finalidade avaliar parâmetros biogeoquímicos, verificar a eficiência do sistema quanto à remoção de poluentes e apresentar o seu balanço de massa de nutrientes. Para tanto, os seguintes parâmetros biogeoquímicos no efluente foram monitorados durante um ano hidrológico: temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), material particulado (MP), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO) e frações dissolvidas, particuladas e totais de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P). Nas plantas e no solo foram monitorados os acúmulos de C, N e P. O sistema apresentou como desempenho no tratamento do esgoto as seguintes taxas anuais de remoção de carga orgânica e nutrientes: 81% para MP, 89% para DBO_5 , 86% para DQO, 76% para CT, 70% para $\text{NID}+\text{NPT}$ e 80% para PT. Quanto a qualidade do

efluente final, ou seja, as alterações propiciadas pelo sistema nas concentrações finais de carga orgânica e de nutrientes, encontramos os seguintes decréscimos medianos anuais: 60% para MP, 77% para DBO₅, 76% para DQO, de 51% para CT, 45% para NID+NPT e 60% para PT. No balanço de massa de C, a eficiência do sistema em remover cargas de C foi de 84%. A fossa séptica reteve 16% e o substrato dos canteiros e canal retiveram 48% desse total. A diferença de 18% encontrada no balanço de massa pode ser atribuída principalmente às perdas gasosas e ao acúmulo de C no substrato, abaixo dos 20 cm amostrados. No balanço de massa de N, a eficiência do sistema em remover cargas de N foi de 75%. A fossa séptica reteve 4%, o substrato dos canteiros e canal retiveram 25% e as plantas (arroz e aguapé) exportaram ou imobilizaram 11% desse total. A diferença de 35% encontrada no balanço de massa pode ser atribuída às perdas gasosas, ao acúmulos de N em sub superfície e acréscimos de NOD no sistema. No balanço de massa de P, a eficiência do sistema em remover cargas de P foi de 86%. A fossa séptica reteve 5%, o substrato dos canteiros e canal retiveram 54% e as plantas exportaram ou imobilizaram 7% desse total. A diferença de 20% encontrada no balanço de massa, pode ser atribuída ao acúmulo de P em forma de compostos orgânicos refratários ou adsorvido ao substrato. Entretanto, mesmo diante dos resultados de despoluição favoráveis, concluiu-se que a capacidade do sistema em tratar o esgoto a longo prazo passará a ser limitada pela deficiência na oxigenação do efluente e do substrato e pela colmatação do substrato.

Budgets of nutrients and evaluation of biogeochemical parameters in a constructed wetland used for sewage treatment

Author: SANDRA FURLAN NOGUEIRA

Adviser: Dr. PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO

SUMMARY

It was investigated a constructed wetlands system for the treatment of sewage, placed in the city of Piracicaba, which is serviced by SEMAE (Municipal Service of Water and Sewage). The system, composed of three treatment phases: septic tank; rice beds (soil substratum and flow of vertical sub-superficial effluent) and channel with water hyacinth (flow of superficial horizontal effluent), operated with a load of $414 \text{ L.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ of domestic sewage. The aim of this work was to evaluate biogeochemical parameters in order to verify the efficiency of the system to remove pollutants and to present its mass budgets of nutrients. For so much, the following biogeochemical parameters in the effluent were monitored for one hydrological year: temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen (DO), particulate material (PM), biochemical demands of oxygen (BOD_5), chemical demands of oxygen (COD) and dissolved fractions, particulate fractions and total of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P). In the plants and in the soil the accumulations of C, N, and P were monitored. The performance of the system presented the following annual rates of organic load and nutrient removal in the treatment of sewage: 81% for PM, 89% for BOD_5 , 86% for COD, 76% for TC (total carbon), 70% for DIN+TPN (dissolved inorganic nitrogen plus

total particulate nitrogen), and 80% for TP (total phosphorus). The quality of the final effluent, meaning the alterations propitiated by the system in the final concentrations of organic load and of nutrients, the following annual median decrease was found: 60% for PM, 77% for BOD₅, 76% for COD, 51% for TC, 45% for DIN+TPN and 60% for TP. In the mass budget of C, the efficiency of the system in removing loads of C was 84%. The septic tank retained 16% and the substratum of the rice beds and channel retained 48% of that total. The difference of 18% found in the mass budget can be attributed mainly to the gaseous losses and the accumulation of C in the substratum, below the 20 cm sampled. In the mass budget of N, the efficiency of the system in removing loads of N was of 75%. The septic tank retained 4%, the substratum of the rice beds and channel retained 25%, and the plants (rice and water hyacinth) exported or immobilized 11% of that total. The difference of 35% found in the mass budget can be attributed to the gaseous losses, to the accumulations of N in sub surface and increments of NOD in the system. In the mass budget of P, the efficiency of the system in removing loads of P was of 86%. The septic tank retained 5%, the substratum of the rice beds and channel retained 54% and the plants exported or immobilized 7% of that total. The difference of 20% found in the mass budget can be attributed to the accumulation of P in the form of refractory organic compositions or sorbed to the substratum. However, even before the results of favorable depuration, it is concluded that the capacity of the system in treating sewage in the long term will become limited by the deficiency in the aeration of both the effluent and the substratum and for the clogging the substratum.

1 INTRODUÇÃO

Durante os vários séculos desde a revolução industrial, as atividades humanas têm causado alterações significativas na estrutura e função do meio ambiente. O crescimento da população humana tem acarretado um aumento crescente nas demandas, tanto do ecossistema aquático como terrestre, sendo que entre um terço e metade da superfície da terra tem sido transformada. O planeta vem sendo mudado através de desmatamentos, agricultura, reflorestamentos, criação intensiva de animais e urbanização, e também pela alteração dos ciclos hidrológicos (Vitousek et al., 1997 citado por Smith et al., 1999).

Uma das principais transformações gerada pelas atividades humanas e de importância vital para a nossa sobrevivência é a alteração da quantidade e da qualidade de nossos recursos hídricos. Embora a água seja um recurso renovável, é um recurso limitado e lentamente decrescente, se considerarmos o esgotamento dos aquíferos subterrâneos e a degradação ambiental provocada pelos desmatamentos das nascentes (Salati et al., 1999).

A disposição de grandes volumes de esgotos urbanos (domiciliar e industrial), rurais (confinamento de animais) e a intensiva exploração de áreas agrícolas, envolvendo quantias crescentes de fertilizantes, têm resultado em um pronunciado aumento da carga orgânica e eutrofização dos corpos hídricos receptores (Brix e Schierup, 1989).

Tão danoso quanto as demais cargas poluidoras, o esgoto domiciliar despejado em córregos e rios de centros urbanos representa um problema com graves conseqüências para o meio ambiente, para a saúde pública e para a economia da região.

Um dos exemplos mais contundentes dos efeitos da poluição causada por despejos de esgoto urbano não tratado sobre os recursos hídricos é o estado de degradação que se encontram alguns rios da bacia do rio Piracicaba, São Paulo, onde aproximadamente 88% dos esgotos são despejados, sem tratamento, nos cursos d'água. Estes despejos correspondem, respectivamente, a cargas diárias de DBO_5 (demanda bioquímica de oxigênio) da ordem de 120.000 kg (Martinelli et al., 2002), cujo impacto é maior nos trechos médio e final da bacia. Nas cidades à jusante, como Piracicaba, o custo de tratamento destas águas para abastecimento doméstico tornou-se tão elevado que os órgãos públicos optaram pela alteração dos pontos de captação para outros rios menos poluídos. Assim sendo, a cidade de Piracicaba passou a captar água principalmente do rio Corumbataí e não mais do Piracicaba. Apesar de no momento esta opção ser a mais viável economicamente, não é uma solução sustentável, tendo em vista a crescente degradação do rio Corumbataí, devido aos despejos de esgoto não tratado pela cidade de Rio Claro (Krusche et al., 1997).

Claramente, não se poderá indefinidamente buscar novos pontos de captação, para as cidades afetadas por problemas agudos de poluição em seus mananciais hídricos. O uso sustentável dos recursos hídricos da bacia do Piracicaba dependerá cada vez mais da eliminação da principal fonte de poluição, que é o aporte de esgotos não tratados.

Porém, os sistemas tradicionais de tratamento de esgoto têm custos elevados e, frente à escassez de recursos financeiros, alternativas de menores custos devem ser consideradas. Uma destas alternativas é o tratamento do esgoto através de áreas alagadas construídas (Brix, 1993).

Segundo Schierup et al. (1990) e Verhoeven e Meuleman (1999), experiências com áreas alagadas construídas na Europa têm mostrado que sistemas com taxa de aplicação de $5 \text{ m}^2 \cdot \text{PE}^{-1}$ (1 PE = 150 L de esgoto por pessoa por dia) de esgoto doméstico possuem capacidade de remoção de 80-95% da demanda química de oxigênio (DQO) e DBO_5 , 35% do nitrogênio (N); e 25% do fósforo (P), e ainda que essa remoção de nutrientes pode ser otimizada para 50% para N e 40% para P sob estas mesmas taxas de aplicação.

As áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto podem, em algumas situações, ter várias vantagens quando comparadas aos sistemas convencionais secundários ou avançados de tratamento. Algumas dessas vantagens são: (a) baixo custo de construção e manutenção; (b) pouco ou nenhum uso de energia elétrica; (c) sendo sistemas de “tecnologia simples”, podem ser implantados e operados por pessoas sem nível técnico; e (d) os sistemas são normalmente mais flexíveis e menos susceptíveis às variações nas taxas de aplicação de esgoto do que os sistemas convencionais (Hammer, 1989; Brix, 1993; Kadlec e Knight, 1996; Moshiri, 1998; Neralla et al., 2000; Shutes, 2001).

Os principais pontos desfavoráveis à implantação de áreas alagadas construídas são a necessidade de uma grande quantidade de área por unidade de volume de águas poluídas a serem tratadas, se comparada com os sistemas convencionais, e a possibilidade do decréscimo de seu desempenho durante períodos de inverno em regiões de clima temperado (Brix, 1993; Gopal, 1998).

Ainda assim, o uso de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto é visto como uma alternativa atraente para pequenas e médias comunidades, bairros afastados dos centros urbanos, países em desenvolvimento e como estágio final de tratamento nos sistemas municipais convencionais (Brix, 1993, Cooper et al., 1996; Moshiri, 1998). Apesar dessa suposição importante, pouco se tem avaliado o funcionamento e a eficiência desses sistemas em países em desenvolvimento com clima tropical, tão diverso do clima onde esses sistemas foram concebidos.

2 OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi investigar cientificamente o desempenho de uma área alagada construída, como tratadora de esgoto, pela avaliação de seus parâmetros biogeoquímicos e de seu balanço de nutrientes.

Primeiramente objetivou-se conhecer o desempenho do sistema quanto a sua capacidade de remoção e/ou acréscimo de condutividade, material particulado (MP), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), formas dissolvidas e particuladas de carbono, nitrogênio e fósforo no efluente.

Em seguida procurou-se descrever o balanço de nutrientes, por meio das quantificações das entradas e saídas dos nutrientes do sistema, utilizando os valores de carbono, nitrogênio e fósforo encontrados no efluente, no solo e nas plantas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Áreas alagadas construídas – Conceitos

Áreas alagadas são áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres onde o nível das águas pode estar próximo ou cobrindo (camada rasa) a superfície do solo (Cowardin et al., 1979).

As características e as propriedades desses ecossistemas variam dependendo da geologia, da geomorfologia e dos solos da área considerada, bem como das condições climáticas. As características ecológicas desses ecossistemas refletem a história da evolução biológica que acabaram por caracterizar a flora e a fauna associadas (Salati, 1998).

As áreas alagadas naturais são facilmente reconhecidas como as várzeas, os igapós da Amazônia, os banhados, os pântanos, as formações lacustres de baixa profundidade em parte ou no todo, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém nem sempre com afloramento superficial, os manguezais, entre outros (Salati, 1998).

Muitas áreas alagadas são sistemas abertos que recebem entradas alóctones de matéria orgânica, nutrientes, metais e componentes orgânicos tóxicos a partir das águas de chuvas que lavam áreas agrícolas, industriais e urbanas adjacentes. Enquanto muitas áreas alagadas são sensíveis a estes contaminantes, outras são capazes de atenuá-los. Diferenças entre áreas alagadas ocorrem principalmente devido às diferenças em suas condições físicas, químicas e biológicas, que afetam os processos de transporte e transformações, e a eficiência de tratamento no sistema solo-água-planta (Reddy e D'Angelo, 1997).

Apesar da potencialidade dos ecossistemas alagados naturais em controlar o fluxo de nutrientes e poluentes, esforços conservacionistas inibiram o uso destas áreas para propósitos aplicados. Estes e outros fatores orientaram o rápido desenvolvimento de estudos em áreas alagadas construídas (Hammer, 1989).

As áreas alagadas construídas (ou artificiais) compreendem diversas estratégias para a simulação de ecossistemas alagados naturais, utilizando os seus princípios básicos de modificação da qualidade da água (Wolverton, 1987; Salati, 1998). As áreas alagadas construídas são também definidas como um complexo projetado ou artesanal de substratos saturados, vegetação e água, para finalidade de uso humano e em seu benefício (Hammer, 1989).

Do ponto de vista prático, áreas alagadas construídas oferecem melhores oportunidades para o tratamento de esgotos do que áreas alagadas naturais pois podem ser idealizadas para máxima eficiência na diminuição de DBO₅, DQO e nutrientes, além de permitir o controle sobre seu funcionamento hidráulico e vegetação (Verhoeven e Meuleman, 1999).

Os principais componentes das áreas alagadas construídas são: (a) a variedade de substratos (i.e. argila, areia, cascalho) que definem a condutividade hidráulica; (b) as plantas aquáticas adaptadas a substratos anaeróbios saturados por água; (c) colunas d'água (fluindo internamente ao substrato ou sobre sua superfície); (d) a presença de uma série de animais vertebrados e invertebrados; (e) a comunidade microbiana adaptada ou tolerante a condições aeróbias e/ou anaeróbias (Farahbakhshazad e Morrison, 1998).

A seleção de substratos depende do tipo de esgoto (domiciliar, industrial) e do regime hidráulico escolhido (fluxo superficial ou sub-superficial). O substrato, além de ser o suporte para as plantas, que propicia a formação de uma superfície específica reativa para a absorção ou filtração de poluentes e também adequados sítios para o desenvolvimento de microrganismos. Uma grande variedade de plantas aquáticas é usada em sistemas de áreas alagadas construídas para tratamento de esgotos (Farahbakhshazad e Morrison, 1998).

Brix (1993) denominou as áreas alagadas construídas como sistemas de

tratamento de esgotos baseados em plantas e desta forma classificou os diferentes projetos existentes de acordo com a forma de vida da macrófita dominante no sistema. Os sistemas foram então denominados da seguinte forma

(a) sistemas de tratamento baseados em plantas aquáticas flutuantes livres:

a.1 sistemas com aguapés (*Eichhornia crassipes*);

a.2 sistemas com *Lemna*, *Spirodella* e *Wolfia sp*;

(b) sistemas de tratamento baseados em plantas aquáticas emergentes:

b.1 sistemas com fluxo superficial;

b.2 sistemas com fluxo sub-superficial horizontal;

b.3 sistemas com fluxo sub-superficial vertical;

(c) sistemas de tratamento com em plantas aquáticas emersas e

(d) sistemas com vários estágios, que consistem em uma combinação dos conceitos mencionados acima e outros tipos de tecnologias simples (e.g. lagoas de oxidação e caixas de areia).

O sistema de tratamento avaliado neste estudo pode ser classificado como um sistema combinado de três estágios, compreendendo: sistema decantador (fossa séptica), sistema com plantas aquáticas emergentes e fluxo sub-superficial vertical e sistema com plantas aquáticas flutuantes livres (aguapés). Assim, maior enfoque será dado apenas para esses sistemas.

3.1.1 Fossa séptica

Fossas sépticas são câmaras construídas para reter despejos domésticos e/ou industriais, por um período de tempo especificamente estabelecido, de modo a permitir a sedimentação dos sólidos e retenção do material graxo contido nos esgotos, transformando-os, bioquimicamente, em substâncias e compostos mais simples e estáveis.

O esgoto é detido na fossa por um período racionalmente estabelecido, que pode variar de 12 a 24 horas, dependendo das condições afluentes. Nesse período de

detenção, 60 a 70% dos sólidos em suspensão contidos nos esgotos sedimentam, formando uma substância semilíquida denominada lodo. Parte dos sólidos não sedimentados, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases, emerge e é retido na superfície livre do líquido, no interior da fossa séptica, os quais são comumente denominados de espuma. Ambos, lodo e espuma, são atacados por bactérias anaeróbias, provocando suas transformações totais ou parciais e com isso resultando em material digerido e gases (Jordão e Pessoa, 1995).

3.1.2 Sistemas com plantas aquáticas emergentes

Plantas aquáticas emergentes, que crescem em lâminas de água de 50 cm acima da superfície do solo até uma profundidade de 150 cm ou mais, são as formas de vida dominantes em áreas alagadas. Em geral elas produzem colmos e folhas aéreas e um extenso sistema de raízes e rizomas. A profundidade de penetração do sistema radicular, e conseqüente exploração de um determinado volume de sedimento ocorre diferentemente para cada espécie. Espécies típicas de plantas aquáticas emergentes são os juncos *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, e *Scirpus lacustris*. Todas essas espécies são morfológicamente adaptadas para o desenvolvimento em sedimentos inundados em decorrência dos espaços internos (50 a 70% do volume total da planta) capazes de transportar oxigênio (O_2) para as raízes e rizomas. O O_2 é transportado através desse espaço gasoso para as raízes e rizomas por difusão e/ou por fluxo convectivo do ar (Armstrong, et al., 1990; Brix, 1993). Parte do O_2 pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera criando condições de oxidação para os sedimentos que, de outra forma, seriam anaeróbios. Isto proporciona a condição para decomposição de matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificadoras (Reddy et al., 1990).

3.1.2.1 Sistemas com plantas emergentes e fluxo vertical sub-superficial

O primeiro projeto de áreas alagadas de fluxo vertical, construído na

Europa, foi resultado dos trabalhos pioneiros da Dra. Seidel. Este sistema ficou conhecido como Processo Max-Planck-Institute ou Sistema Krefeld (Seidel e Happel, 1981 citado por Brix, 1994a). Este sistema consistia basicamente em quatro a cinco estágios em cascata, cada um com vários canteiros distribuídos em paralelo e plantados com macrófitas emergentes. Os dois primeiros estágios operavam com fluxo vertical e carga hidráulica intermitente, enquanto os estágios seguintes consistiam em células de fluxo horizontal.

Em suma, os sistemas de fluxo vertical consistem em vários canteiros construídos em paralelo, plantados com juncos, intermitente carga hidráulica e impermeabilizados para prevenir vazamentos. Nestes sistemas as águas poluídas são direcionadas para a superfície plantada e daí percolam através do substrato (usualmente areia fina) para o sistema de drenagem localizado na base do canteiro (Brix, 1993; Brix, 1994b).

Segundo Farahbakhshazad e Morrison (1998), além dos sistemas verticais do tipo percolação (fluxo vertical descendente), sistemas de fluxo vertical ascendente vem sendo estudados e implementados. Nestes sistemas o efluente é introduzido na base do canteiro e é coletado em sua superfície após atravessar a área de concentração das raízes.

As funções das plantas emergentes são as mesmas já reconhecidas para os sistemas de fluxo sub-superficial horizontal, ou seja, (a) desenvolvimento de sistema radicular com superfície favorável à formação de biofilme; (b) oxigenação da rizosfera criando condições favoráveis tanto para a decomposição aeróbia da matéria orgânica como para o crescimento de bactérias nitrificadoras (Armstrong et al., 1990) (c) estabilização da condutividade hidráulica e prevenção contra a colmatação do substrato (Schierup et al., 1990) e a absorção de nutrientes.

Brix e Schierup (1989) avaliaram o fluxo de O_2 liberado pelas raízes de *Phragmites australis* plantadas em solo em um sistema de tratamento operando a quatro anos. Com esse estudo concluíram que o O_2 transportado através das plantas ($2,08 \text{ g } O_2 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$) era quase totalmente utilizado por sua respiração ($2,06 \text{ g } O_2 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$). A quantia de O_2 estimada como liberada pelas raízes das plantas foi de $0,02 \text{ g } O_2 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$.

Estes resultados sugeriram que a transferência de O_2 para o efluente é dominado pelo processo difusivo na interface atmosfera/efluente e que o O_2 obtido pelas plantas é consumido em sua respiração (Kadlec e Knight, 1996).

As intermitentes cargas hidráulicas associadas ao fluxo vertical são, portanto, os fatores de diferenciação vantajosa com relação aos demais sistemas. Este regime hidráulico aumenta consideravelmente a oxigenação do solo, se comparado aos sistemas de fluxo horizontal sub-superficial que conta apenas com a oxigenação pelas plantas.

Durante os períodos de aplicação do efluente, ocorre a saída do ar do solo, enquanto nos períodos de drenagem, o ar atmosférico é movido para dentro dos espaços vazios (poros) do solo, aumentando assim a sua oxigenação. Além do mais, a difusão do O_2 para o solo é melhorada durante o período de drenagem, pois este processo é aproximadamente 10.000 vezes mais rápido no ar do que na água.

A forma e o regime de operação promovem condições alternadas de redução e oxidação no substrato, que conseqüentemente estimulam seqüências de nitrificação e desnitrificação e adsorção de fósforo (Brix e Schierup, 1989).

Os primeiros registros de áreas alagadas de fluxo vertical no Brasil são encontrados nos anos 80 com as publicações Salati (1987) e Manfrinato (1989). Estes sistemas foram denominados como Métodos de Edafofitodepuração ou como Sistemas de Despoluição Hídrica com Solos. Nestes sistemas os canteiros são constituídos por tubos de drenagem dispostos em sua base e camadas de brita, pedrisco e solo cultivado com arroz. Em trabalhos posteriores, Salati Filho et al. (1996), descrevem sistemas de fluxo vertical ascendente onde, por estratégias de engenharia, é possível realizar a limpeza dos tubos de drenagem. Experiências com sistemas verticais descendentes e ascendentes, combinados com sistemas baseados em aguapés, são descritos em Salati (1998), Salati et al. (1999), Salati Filho et al. (1999, 2000), Nogueira et al. (2000), Elias et al. (2000).

Os sistemas de áreas alagadas construídas de fluxo vertical têm sido considerados “o estado da arte” durante os últimos anos, devido a sua alta capacidade de purificação relacionada à redução da carga orgânica e favorecimento de processos de

nitrificação. Contudo, estes sistemas também apresentam certas limitações que devem ser consideradas. Um importante aspecto é o risco potencial de colmatção do solo que pode provocar um fracasso geral do sistema (Platzer, 2000). Segundo este mesmo pesquisador, após 10 anos de pesquisa, algumas considerações devem ser feitas quanto ao planejamento de sistemas de canteiros com fluxo vertical:

- (a) o fator mais importante para que os sistemas verticais operem adequadamente é a suficiente aeração;
- (b) os sistemas verticais devem receber o efluente intermitentemente para que a suficiente aeração do solo ocorra;
- (c) uma uniforme distribuição do efluente é indispensável para se alcançar bons resultados;
- (d) de forma a garantir a aeração do solo, a colmatção do substrato dos canteiros deve ser evitada;
- (e) a carga orgânica deve ser limitada a $25 \text{ g DQO.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para evitar a colmatção do solo;
- (f) as plantas representam um papel muito importante com relação à manutenção e recuperação da condutividade hidráulica do solo;
- (g) projetos de sistema com fluxo vertical devem conter no mínimo quatro canteiros de forma que seja possível que alguns deles entrem em pousio (6 semanas em operação e 2 semanas de pousio);
- (h) para que a nitrificação seja alcançada, o cálculo de consumo e entrada de O_2 é indispensável
- (i) o uso de cascalho nestes sistemas para o tratamento secundário de esgoto não é recomendado devido à formação de circuitos preferências de efluente durante a filtragem.

3.1.3 Sistemas com plantas aquáticas flutuantes

Macrófitas flutuantes livres são bastante diversas em forma e habitat, variando de grandes plantas com flores aéreas e/ou folhas flutuantes e raízes submersas bem

desenvolvidas (e.g. *Eichhornia crassipes*), até diminutas plantas flutuantes superficiais com poucas ou nenhuma raiz (e.g. *Lemna*, *Spirodella*, *Wolffia sp.*) (Brix e Shierup, 1989).

3.1.3.1 Sistemas com aguapé (*Eichhornia crassipes* [Mart] Solms)

O aguapé é uma macrófita aquática altamente produtiva a qual tem sido utilizada, tanto em alagados naturais com em lagos artificiais, para o tratamento de esgoto domiciliar (Wolverton e McDonald, 1979). Dois diferentes conceitos são aplicados em sistemas de tratamento de águas poluídas baseados em aguapés:

(a) sistemas de tratamento terciário (i.e. remoção de nutrientes) onde o N e o P são removidos pela incorporação na biomassa do aguapé. A biomassa é colhida com frequência para promover máxima produtividade e remover os nutrientes absorvidos (Trivedy e Gudekar, 1985 citado por Brix, 1993). Nesse conceito a superfície do sistema fica coberta permanentemente, impedindo o desenvolvimento de algas e portanto a oxigenação do meio. Desta forma o N também pode ser removido como consequência da denitrificação microbiana;

(b) sistemas de tratamento secundário e terciário integrados (i.e. remoção de DBO₅ e nutrientes) onde a degradação da matéria orgânica e as transformações microbianas do N (nitrificação e denitrificação) ocorrem simultaneamente no ecossistema de aguapés (Dinges e Doersam, 1987 citado por Brix, 1993). A colheita do aguapé somente é realizada por propósitos de manutenção, ou seja, impedir que com a queda de folhas senescentes e de plantas mortas ocorra adicional incorporação de carga orgânica ao sistema. Este último sistema deve incluir áreas com a superfície livre de aguapés para que o O₂ possa ser transferido da atmosfera para o efluente por difusão e onde a produção de O₂ pelas algas possam ocorrer.

O tempo de retenção nestes sistemas variam de 5 a 15 dias de acordo com as concentrações iniciais de poluentes no efluente e nas concentrações finais requeridas (Vymazal, 1998).

Nos sistemas com aguapés, os sólidos suspensos são removidos por

sedimentação e subsequente degradação na base do sistema, sendo que no decorrer deste processo algum lodo pode acumular na superfície do substrato. A densa cobertura formada pelos aguapés impede a ação dos ventos na ressuspensão do sedimento e também minimiza a mistura térmica (De Busk et al., 1989 citado por Brix, 1993).

O extenso sistema radicular do aguapé promove uma barreira física ao movimento do material particulado e segundo Wolverton et al. (1989) as cargas elétricas associadas com as raízes do aguapé reagem com as cargas opostas das partículas coloidais como os sólidos suspensos, resultando em suas aderências nas raízes das plantas e subsequente degradação pelos microrganismos associados e absorção pela planta. A eficiência dos aguapés em reduzir a DBO_5 e em promover condições favoráveis a nitrificação é relacionada com a sua capacidade de transportar O_2 de suas folhas para as suas raízes (Reddy et al., 1990).

3.2 Processos Biogeoquímicos

O transporte e as transformações de compostos químicos em áreas alagadas envolve um grande número de processos químicos, físicos e biológicos, os quais são genericamente denominados de processos biogeoquímicos, ou de ciclagem biogeoquímica, uma vez que todos são direta ou indiretamente mediados biologicamente (Mitsch e Gosselink, 1986).

Em sistemas de áreas alagadas construídas os processos biogeoquímicos são investigados na tentativa de se elucidar e controlar a forma com que os nutrientes e/ou contaminantes (patógenos, nutrientes, metais pesados em altas concentrações) são removidos do efluente.

O ambiente físico e químico de uma área alagada afeta todos os processos biológicos. Por sua vez, muitos processos biológicos que ocorrem em áreas alagadas modificam este ambiente físico/químico. Três dos mais variáveis e importantes fatores abióticos são temperatura, concentração hidrogeniônica e oxigênio dissolvido (Kadlec e Knight, 1996).

Existem temperaturas máximas e mínimas que determinam processos

químicos, as atividades bioquímicas e as taxas de crescimento dos microrganismos. Cada espécie microbiana é caracterizada por uma faixa de temperatura ótima de crescimento (Cardoso et al., 1992).

Relacionando a temperatura do efluente com os processos biogeoquímicos que ocorrem nas áreas alagadas, ressaltam as seguintes observações: (a) quanto aos processos de atividade biológica (decomposição), a celulólise ocorre em larga amplitude de temperatura, desde 5 até 65°C. A lignólise é um processo predominantemente mesofílico (25 a 40°C), com a temperatura ótima raramente ultrapassando 30°C (Cardoso et al., 1992); (b) para uma condição de temperatura “média” de 25°C e pH igual a 7, a amônia não ionizada (NH_3) representa apenas 0,6% do total de amônia presente ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). A um pH igual a 9,5 e temperatura de 30°C, a porcentagem de NH_3 presente aumenta para 72%. Portanto a volatilização de NH_3 das áreas alagadas ocorre sob condições de altos pH e temperatura (Kadlec e Knight, 1996); (c) a temperatura mais favorável para o processo de nitrificação situa-se na faixa entre 26 e 32°C. Para a denitrificação a temperatura ótima é muito elevada, situando-se entre 60 e 65°C. Em temperaturas baixas produz-se mais óxido nitroso (N_2O), enquanto que as altas temperaturas favorecem a redução de N_2O a nitrogênio elementar (N_2); (d) os microrganismos envolvidos no ciclo do P, responsáveis pela mineralização do P orgânico, são favorecidos pelas temperaturas altas (40 a 50°C) (Cardoso et al., 1992) e (e) a solubilidade do O_2 na água, como de todos os gases, depende de dois fatores principais: temperatura e pressão. Assim, com a elevação da temperatura e diminuição da pressão, ocorre redução da solubilidade do O_2 na água (Esteves, 1988).

A concentração do íon hidrogênio, expressa como pH, influencia muitas transformações bioquímicas. O pH influencia a dissociação das formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases e controla a solubilidade de muitos gases e sólidos. Os íons hidrogênio fazem parte do conteúdo total de cátions das áreas alagadas e são ativos nos processos de trocas catiônicas com os sedimentos e solos destas áreas (Kadlec e Knight, 1996).

Relacionando o pH com os processos biogeoquímicos de interesse em um sistema de tratamento, temos que: (a) a amonificação é pouco sensível a mudança do

pH, o que se explica pela heterogeneidade dos tipos microbianos que compõem este grupo fisiológico; (b) a nitrificação é considerada exigente em valores de pH próximos à neutralidade; (c) a denitrificação é favorecida por condições neutrófilas, sendo seu valor ótimo de pH entre 7,0 e 8,6. Em valores de pH 7,0, o N_2O é pouco abundante, porque é facilmente reduzido a N_2 , fato que não ocorre em valores menores que 6,0, onde a redução de N_2O é fortemente inibida; (d) a volatilização do N por sua vez é favorecida apenas em condições de pH acima de neutro e temperaturas altas; (e) a microbiota solubilizadora de P é indiferente às mudanças do pH e (f) 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).

Após a entrada do efluente em um sistema de tratamento de áreas alagadas, vários processos competem pelo OD e assim afetam sua concentração. O OD é utilizado nestes sistemas em quatro situações principais: demanda de O_2 pelo sedimento orgânico, respiração, demanda de O_2 por compostos de carbono dissolvidos (DBO) e demanda de O_2 por compostos de nitrogênio dissolvidos.

A demanda de O_2 pelo sedimento é resultado da decomposição de detritos gerados pela fixação de carbono (C) na área alagada (i.e. restos vegetais), assim como pela decomposição de precipitados orgânicos oriundos do esgoto bruto. A demanda de O_2 pelos compostos nitrogenados dissolvidos é primeiramente exercida pelos íons amônio (NH_4^+), no processo de nitrificação, que por sua vez são repostos pela mineralização do N orgânico dissolvido. Os processos de decomposição contribuem para a DBO e para as demandas de O_2 por compostos nitrogenados. Plantas e animais presentes nestes ecossistemas artificiais demandam O_2 na respiração. Esse fato é observado pelo desaparecimento de OD durante a noite.

Além do OD no efluente que entra nos sistemas de áreas alagadas e do O_2 gerado pela fotossíntese, o O_2 atmosférico pode se difundir para a superfície do sistema por três vias: transferência de massa, transporte convectivo através dos colmos e folhas senescentes das plantas e transporte convectivo através dos colmos e folhas vivas das plantas. Estas transferências são balanceadas pela respiração das raízes, podendo contribuir para outros processos oxidativos na rizosfera (Kadlec e Knight, 1996).

3.2.1 Dinâmica do carbono

Áreas alagadas são importantes reservatórios de C, sendo tipicamente caracterizadas pelo acúmulo de matéria orgânica. O acúmulo líquido de C orgânico é o resultado do balanço entre a produção primária e a respiração heterotrófica. A matéria orgânica produzida é depositada sazonalmente na superfície do solo e pode ser, eventualmente, convertida em uma nova camada de solo, promovendo um reservatório em longo prazo de C e nutrientes. Além da produção interna de C, o efluente contendo C particulado e dissolvido é adicionado às áreas alagadas.

A decomposição de restos vegetais e do C particulado é a principal via de remoção do C, envolvendo a conversão de complexas moléculas orgânicas para simples moléculas orgânicas e inorgânicas através das seguintes etapas: (a) lixiviamento e fragmentação abiótica, (b) hidrólise enzimática extracelular e (c) atividades catabólicas aeróbias e anaeróbias de microrganismos heterotróficos. A etapa (a) é um processo físico enquanto as etapas (b) e (c) são reações mediadas por microrganismos, os quais são afetados pela qualidade do substrato (i.e. celulose, lignina, conteúdo de nutrientes), aceptores de elétrons, fatores ambientais como pH, temperatura e nutrientes disponíveis. Acredita-se que as etapas (a) e (b) são etapas limitantes do processo global de decomposição. A matéria orgânica residual não decomposta é separada das plantas e depositada na superfície do solo, resultando em acúmulo de húmus. Um dos fatores reguladores mais importantes na mineralização da matéria orgânica é a disponibilidade de O_2 e alternativos aceptores de elétrons. Em muitas áreas alagadas que recebem grandes aportes de cargas orgânicas, a relação entre doadores de elétrons e aceptores é alta, assim a decomposição com O_2 como aceptor de elétron é restrita somente à coluna d'água. Dependendo do tipo de solo e composição do efluente, a redução de aceptores de elétrons alternativos como NO_3^- , SO_4^{2-} e HCO_3^- e em poucos casos $FeOOH$ e MnO_2 , é acoplada à decomposição da matéria orgânica (Burgoon et al., 1995).

3.2.2 Dinâmica do nitrogênio

O N que entra nas áreas alagadas construídas está presente nas formas particulada, orgânica dissolvida e inorgânica dissolvida (NH_4^+ e NO_3^-).

As formas particuladas são removidas pela sedimentação e oxidação, enquanto que a remoção das formas dissolvidas é regulada por várias reações biogeoquímicas que ocorrem no solo e na coluna d'água.

As transformações do N inorgânico dissolvido são efetivadas pelos processos de nitrificação e denitrificação, volatilização da amônia, absorção pelas plantas e imobilização pelos microrganismos (Reddy e D'Angelo, 1997).

A perda de N na forma de gases, resultante dos processos encadeados de nitrificação e denitrificação, pode ser considerada o principal mecanismo de remoção de N em sistemas de áreas alagadas (Hunt e Poach, 2000).

Em situações onde a lâmina d'água é rasa ou a descarga de efluente é intermitente, a camada superficial do sedimento é oxidada, tornando-se um local importante para a nitrificação pois este é um processo de oxidação no qual NH_4^+ é convertido a NO_3^- por bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Denitrificação é um processo de redução que utiliza NO_3^- como um aceptor terminal de elétron na respiração microbiana sob condições anaeróbicas e efetivamente remove o NO_3^- convertendo-o em formas de gasosas como N_2O e N_2 . O processo de nitrificação na camada oxidada determina um gradiente de concentração e o NH_4^+ da zona reduzida se difunde para a camada superior oxidada. O NO_3^- formado na zona oxidada se difundirá igualmente em relação a um gradiente de concentração no sedimento reduzido, tornando-se disponível para denitrificação e perda do sistema. O processo global é limitado pela taxa de difusão de NH_4^+ da zona reduzida à zona oxidada, e pela oxidação de NH_4^+ na camada aeróbia. NO_3^- não se acumulará na camada oxidada porque se difunde para a zona reduzida tão rapidamente quanto é formado e é denitrificado (Good e Patrick Jr., 1987).

No caso da nitrificação-denitrificação, os mesmos processos que ocorrem na interface de água - sedimento, ocorrem na interface raiz - sedimento. O NH_4^+ na zona

anaeróbica do solo difunde-se para a rizosfera no sentido do gradiente de concentração e o NH_4^+ não absorvido pela raiz é oxidado a NO_3^- utilizando o O_2 da rizosfera oriundo das raízes da planta. O NO_3^- não absorvido, difunde-se para a zona anaeróbica onde é denitrificado como N_2 e N_2O .

Levando-se em conta que as taxas de nitrificação dependem de condições aeróbicas e que as taxas de denitrificação dependem da existência do NO_3^- , verifica-se a importância da difusão de O_2 no sistema.

A amonificação do N orgânico dissolvido derivado dos detritos de tecidos das plantas ou da matéria orgânica do solo podem ser a fonte de N inorgânico para a coluna d'água (Reddy e D'Angelo, 1997).

3.2.3 Dinâmica do fósforo

Processos bióticos e abióticos regulam a remoção de P em áreas alagadas. Processos bióticos incluem: absorção pela vegetação, perifiton e microrganismos e mineralização dos restos vegetais e do P orgânico contido no solo. Processos abióticos incluem: sedimentação e oxidação, adsorção e precipitação e processos de troca entre a interface solo-coluna d'água.

O P dissolvido na coluna d'água pode ser prontamente removido pelo perifiton, seguido da deposição da biomassa morta na superfície do substrato. A absorção de P dissolvido na solução do solo pelas plantas emergentes pode gerar a difusão do P da coluna d'água para o solo, representando portanto mecanismos bióticos e abióticos. Após a senescência da planta, uma substancial porção do P presente em sua parte aérea é translocada e armazenada em sua biomassa radicular (Davis e Van der Valk, 1983 citado por Reddy e D'Angelo, 1997). O restante do P que permanece nos restos das plantas sobre a superfície do solo é sujeito à hidrólise enzimática e torna-se disponível à biota ou passa ser uma parte integrante do solo, representando um armazenamento a longo prazo. O P orgânico associado com substâncias húmicas é considerado uma porção substancial (40%) do P total. Nas zonas aeróbicas, esta fração mostra-se rapidamente disponibilizada para as plantas. No entanto, sob condições

anaeróbias, as formas orgânicas de P são relativamente resistentes à hidrólise enzimática, sendo considerada portanto um importante reservatório de P.

O P inorgânico que entra nas áreas alagadas, ou resultante da mineralização de P orgânico, pode ser precipitado por hidróxidos de ferro hidratado, pela adsorção às argilas ou pela precipitação por minerais de cálcio em solos alcalinos.

A ação dos íons de ferro sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação, que por sua vez depende da concentração de O_2 e do pH do meio. Assim, em ambientes onde predominam condições de oxidação e pH próximo do neutro, grande parte dos íons de ferro encontram-se na forma oxidada (Fe^{3+} =íon férrico). Nesses tipos de meio, a maior parte do Fe^{3+} encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado, podendo adsorver espécies fosfatadas em sua superfície, precipitando-se no sedimento.

Entre os componentes principais do solo estão os minerais secundários. Entre as várias frações constituintes dos minerais secundários estão as argilas, que apresentam grande capacidade de adsorção de fosfato, principalmente aqueles que têm na sua constituição ferro e alumínio, como hematita e gibsitita.

A adsorção de fosfato às argilas pode compreender dois processos: ligação química da carga negativa do fosfato com a positiva das bordas das argilas e substituição dos silicatos de argila por fosfato (Esteves, 1988).

Em sistemas calcáreos o P pode precipitar-se ligado ao mineral de cálcio, especialmente quando o pH da coluna d'água é alterado durante o dia pela atividade fotossintética das algas (Reddy e D'Angelo, 1997).

A absorção das formas solúveis de P, que ocorrem por meio da adsorção (substrato, biofilmes e detritos), complexação, precipitação e assimilação pela biomassa microbiana e de plantas. Estes são considerados mecanismos de armazenamento de curto e médio prazo que gradualmente tornam-se saturados na ausência da colheita das plantas ou outras estratégias de restauração.

Como mecanismos de remoção de P de longo prazo, são considerados o acúmulo e o armazenamento de sedimentos contendo formas inorgânicas estáveis de P e formas orgânicas de P refratárias, que por sua vez promovem novos locais de adsorção

de P. A emissão atmosférica de formas reduzidas de P, como a fosfina, oferece potencial mecanismo sustentável de remoção de P, contudo as quantias de fluxo de P observadas parecem ser pequenas (Tanner et al., 1999).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 O sistema de áreas alagadas construídas

O sistema de áreas alagadas estudado situa-se próximo a margem direita do rio Piracicaba, junto a área central da cidade de Piracicaba (latitude 22°42'30'' S, longitude 47°38'00'' W, altitude 546 m).

Localizada no interior do estado de São Paulo, Piracicaba apresenta clima do tipo Cwa, subtropical, seco no inverno e chuvoso no verão, conforme a classificação de Koppen. As temperaturas mais altas ocorrem de dezembro a março e as mais baixas de junho a julho com média anual de 20,5°C, média das máximas de 29,5°C e média das mínimas de 15,6°C (Milde, 2001). A média histórica das chuvas na região mostra que os meses chuvosos (outubro a março) contribuem com 977 mm de um total anual de 1257 mm. Percentualmente, esse aporte de chuvas é responsável pelo suprimento de 78% do total anual. Os restantes 22%, ou 280 mm, ocorrem entre abril e setembro (Pereira e Sentelhas, 2001).

O sistema de tratamento pertence ao Serviço Municipal de Água e Esgoto de Piracicaba (SEMAE), sendo parte integrante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Terras do Engenho. A ETE é responsável pelo tratamento do esgoto de um bairro adjacente, com uma população estimada em 1100 habitantes e uma descarga média da ordem de 1,8 L.s⁻¹.

A ETE Terras do Engenho (Figura 1) apresenta três estágios de tratamento, descritos a seguir:

Figura 1. ETE Terras do Engenho. Abaixo e a esquerda: fossa séptica e canteiros plantados com arroz. A direita: canal; o aguapé ainda não havia sido introduzido.

(a) Tratamento primário. Neste estágio o esgoto bruto passa por três grades e pela fossa séptica (Figura 2). O material grosseiro com mais de 2 cm fica retido nas grades e o particulado grosso (areia) é decantado na fossa. A fossa séptica apresenta 48 m^2 de área e volume de útil de 72 m^3 ($6 \times 8 \text{ m}$ por $1,7 \text{ m}$ de profundidade). O tempo de retenção do efluente na fossa séptica é de 11,1 horas;

Figura 2. Vista da fossa séptica de nove câmaras e calha Parshall.

(b) Tratamento secundário. Este estágio é composto por três canteiros retangulares, cada um com 375 m² de área e volume útil de 225 m³ (15 x 25 m por 0,8 m de profundidade). Os canteiros operam em série e de forma rotacionada, ou seja, enquanto dois recebem efluente, um deles permanece em pousio.

Todos os canteiros operam tanto com fluxo vertical ascendente como com fluxo vertical descendente. O canteiro que recebe o efluente sempre opera com fluxo vertical ascendente e o segundo canteiro com fluxo vertical descendente.

A carga hidráulica aplicada no primeiro canteiro é de 414,7 L.m⁻².dia⁻¹ (41,4 cm.dia⁻¹ ou 0,37 m².PE⁻¹), sendo esta carga repetida no segundo canteiro.

O tempo de retenção teórico para cada canteiro é de 1,4 dias utilizando um volume útil de 0,6 m para cada canteiro.

O sistema de drenagem, assentado sobre lona impermeável, é constituído de tubos de PVC perfurados colocados em valas (0,4 m de profundidade) paralelas ao longo do canteiro. As valas foram preenchidas com brita nº 1 (20 a 40 mm) e sobre a superfície total existe uma camada de 15 cm da mesma brita e acima desta uma camada de 15 cm de pedrisco (10 a 20 mm) e outra de 20 cm de substrato. O substrato foi composto por solo de textura argilosa (Tabela 1), tendo sido adicionado bagacilho de cana e vermiculita na proporção de 5 e 2% da mistura. Esta seqüência construtiva é apresentada na Figura 3.

Tabela 1. Características físicas do solo utilizado no sistema de áreas alagadas construídas (setembro/1999)

Amostra	Areia (%)						Silte (%)	Argila (%)		Floculação (%)	Textura
	MG	G	M	F	MF	TOT		TOT	Água		
canteiros	2	2	11	22	6	43	13	44	36	18	Arg.

Classes de diâmetro (mm): com 5 frações de areia: MG=muito grossa (2-1); G=grossa (1-0,5); M=média (0,5-0,25); F=fina(0,25-0,10); MF=muito fina (0,10-0,05); TOT=total (2-0,05); Silte = 0,05-0,002; Arg. Total <0,002; Arg. água<0,002

Figura 3. Seqüência de construção de um dos canteiros. Da esquerda para a direita: após abertura do canteiro e construção das valas, colocação da lona impermeável; colocação dos tubos perfurados e da brita sobre os tubos; deposição de brita, pedrisco e substrato sobre a área total.

Os canteiros foram plantados com arroz (*Oriza sativa*, variedade IAC – 101) em 10 de maio de 2001. O plantio foi feito em linhas distanciadas de 0,5 m e foram utilizadas cerca de 22 gramas de sementes por metro linear (Figura 4).

Figura 4. Canteiros plantados com arroz (30/08/2001).

(c) Tratamento terciário. Este estágio é constituído por um canal com 1500 m^2 de área superficial e volume de 750 m^3 ($15 \times 100 \text{ m}$ por $0,5 \text{ m}$ de altura média de lâmina d'água) (Figura 5).

Figura 5. Canal com aguapés (04/09/2001).

O efluente segue por este canal em fluxo superficial livre e a carga hidráulica aplicada é de $46 \text{ L.dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$ ($4,6 \text{ cm.dia}^{-1}$ ou $3,3 \text{ m}^2.\text{PE}^{-1}$). O tempo de

retenção teórico é de 10,8 dias.

O canal não é impermeabilizado e nele foram introduzidos cerca de 60 kg de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em julho de 2001.

O desempenho deste estágio do sistema na qualidade do efluente somente passou a ser monitorado a partir de dezembro de 2001. Com a construção de uma saída para o efluente após este canal foi possível a coleta de amostras.

O efluente, após o canal com aguapés, sofre disposição final em solo e é perdido por infiltração.

4.2 Amostragem de efluente

4.2.1 Locais de amostragem de efluente

As amostras de efluente foram coletadas em 4 pontos do sistema de tratamento, conforme ilustrado na Figura 6 e identificados da seguinte maneira: P1 - efluente bruto (Figura 7); P2 - efluente após a fossa séptica (Figura 8); P3 - efluente após os canteiros (Figura 9) e P4 - efluente após o canal (Figura 10).

Figura 6. Croqui do sistema ilustrando os pontos de coleta.

Figura 7. Ponto de coleta de esgoto bruto (P1).

Figura 8. Ponto de coleta após a fossa séptica (P2).

Figura 9. Ponto de coleta após os canteiros plantados com arroz (P3).

Figura 10. Ponto de coleta após o canal com aguapés (P4).

4.2.2 Forma e período de amostragem de efluente

A avaliação química do efluente compreendeu um período de 12 meses, de agosto de 2001 a julho de 2002.

No período de coletas foram realizadas coletas intensivas (2 períodos de 42 horas), coletas quinzenais e coletas mensais nos últimos meses.

As primeiras coletas intensivas foram realizadas nos dias 7 e 8 de agosto de 2001, com o objetivo de caracterizar o comportamento hidráulico do sistema em um período seco (S1). As amostras foram coletadas de duas em duas horas nos primeiros três pontos de coleta (P1, P2 e P3), totalizando 21 coletas e 63 amostras. O efluente no P4 somente passou a ser avaliado a partir de dezembro de 2001 quando o canal com aguapés entrou em operação.

Nos dias 19 e 20 de fevereiro de 2002 realizou-se mais uma coleta intensiva de 42 horas. Esta coleta foi realizada para a caracterização hidráulica do sistema no período chuvoso. As amostras foram coletadas de duas em duas horas nos pontos de coleta, totalizando 21 coletas e 84 amostras.

As coletas quinzenais tiveram início em 13 de setembro de 2001. Nas coletas quinzenais foram realizadas sub-amostragens a cada duas horas dentro do período das 8 às 18 horas. As sub-amostras dos P1, P2, P3 e P4 compuseram uma amostra composta para cada ponto de forma proporcional à vazão nos pontos nos horários de coleta. As amostras compostas do P2 foram compostas de sub-amostras de volumes iguais ao do P1. A vazão no ponto P2 foi considerada igual à do P1 pelo fato da fossa séptica ser um ambiente fechado e impermeável e com isso apresentar perdas mínimas.

As medidas de vazão dos P1, P3 e P4 foram realizadas cronometrando o tempo de enchimento de balde graduado. O procedimento foi repetido três vezes em cada ponto de forma a aumentar a confiabilidade no resultado.

A cada sub-amostragem foram obtidos dados de oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH e condutividade elétrica. A média diária ($n=6$) dos parâmetros acima citados representou a amostra composta.

Tendo por objetivo as devidas análises químicas, as amostras foram representadas por três alíquotas para cada ponto, preservadas de diferentes formas e descritas a seguir: (a) alíquota de 500 mL conservada com 0,5 mL de HgCl_2 ; (b) alíquota de 100 mL conservada em Tymol e (c) alíquota de 500 mL conservada em gelo.

4.2.3 Parâmetros, analitos e métodos analíticos

Os métodos analíticos abaixo descritos foram baseados e/ou adaptados a partir de APHA (1992).

(a) Parâmetros abióticos: temperatura, pH e condutividade elétrica

A temperatura do efluente foi medida por termômetro acoplado ao medidor de oxigênio dissolvido, marca YSI, modelo 58. O pH foi medido utilizando o equipamento Orion, modelo 250A e a condutividade elétrica com equipamento Amber Science, modelo 2052.

(b) Oxigênio dissolvido (OD) e taxas metabólicas: demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e demanda química de oxigênio (DQO)

O oxigênio dissolvido foi quantificado amperometricamente utilizando eletrodo específico da marca YSI, modelo 5905, acoplado a medidor da mesma marca, modelo 58.

Para a determinação de DBO₅ e DQO foram coletados 500 mL de efluente em cada ponto, sendo as amostras colocadas em frasco de polietileno e preservadas sob refrigeração. No método empregado para DBO₅ utilizou-se o sistema de diluição e incubação (20 °C em 5 dias) e para DQO realizou-se a acidificação da amostra com ácido sulfúrico (sob fervura) e procedeu-se com reação com dicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso amoniacal para a determinação da quantidade de dicromato não utilizada.

(c) Carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD), carbono particulado total (CPT), nitrogênio particulado total (NPT) e fósforo particulado total (PPT)

Em cada ponto foram coletadas duas amostras brutas, uma de 100 mL conservada com Tymol e outra de 500 mL conservada com 0,5 mL de HgCl₂, na concentração 50 µM.

A fração bruta de 100 mL, conservada com Tymol, foi filtrada com filtro de acetato de celulose (0,45µm de diâmetro de poro) e acidificadas com uma alíquota de 100µL de ácido clorídrico 0,1N para determinação de CID.

Da amostra bruta conservada com HgCl_2 , uma alíquota (aproximadamente 50 mL) foi filtrada em filtro GF/F ($0,65\mu\text{m}$ de diâmetro de poro) para a análise do COD.

Outra alíquota de 100 mL, também retirada da amostra bruta conservada com HgCl_2 , foi filtrada em filtro GF/F ($0,65\mu\text{m}$ de diâmetro de poro), pré-pesado, objetivando reter o material particulado neste filtro para determinação de carbono particulado total (CPT), do nitrogênio particulado total (NPT), do fósforo particulado total (PPT) e do material particulado (MP).

Os filtros foram secados em estufa à $55\text{-}60^\circ\text{C}$ por 48 horas e pesados novamente. Parte do material particulado foi condicionado em cápsulas de estanho para posterior análise do CPT e do NPT. O restante do material particulado, ainda no filtro, foi primeiramente digerido em ácido nítrico concentrado para posterior detecção do PPT.

Para detecção da concentração do COD e do CID utilizou-se um Analisador de carbono Shimadzu TOC-5000A. Curvas analíticas de calibração de calibração específicas para a concentração de C em amostras de esgoto foram preparadas para ambos os parâmetros.

Para a obtenção dos valores de CPT e NPT, as cápsulas de estanho contendo material particulado de esgoto foram encaminhadas a um analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus, o que nos permitiu a determinação da composição elementar de carbono (%C) e de nitrogênio (%N). O padrão de trabalho utilizado foi o Leco (%N= $0,15 \pm 0,01\%$ e %C= $2,74 \pm 0,2\%$).

Após a obtenção dos dados acima, o valor de carbono total (CT) foi encontrado pela somatória de COD, CID e CPT.

As concentrações de PPT foram obtidas através de espectrometria de emissão atômica com fonte de plasma produzido por acoplamento indutivo (ICP – AES) em equipamento Optima 3000 DV. Curvas analíticas de calibração específicas foram utilizadas, assim como filtros limpos foram digeridos e analisados como “brancos”.

(d) Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e fósforo inorgânico

dissolvido (PID)

Das amostras preparadas para a determinação de CID, retirou-se uma pequena fração que, após filtragem em resina Octadecyl 18 (C_{18}), foi condicionada em *vials* de polietileno de 600 μ L, específicos para análise através da técnica de cromatografia líquida.

As análises das formas de NID (NO_2^- , NO_3^- e NH_4^+) e PID (PO_4^{3-}) foram feitas por Cromatografia líquida de alta performance (HPLC) em equipamento Dionex DX-500.

Através de um amostrador automático, a amostra foi injetada em fluxo de fase móvel (KOH para a análise dos ânions e ácido metanosulfônico para os cátions). A fase móvel foi gerada por meio de um gerador de eluente (EG 40) e transportada até as colunas cromatográficas (coluna guarda GS-11 e coluna analítica AS11-HC, 250x4mm i.d para os ânions e colunas guarda CG 12A e coluna analítica Cs 12A, 250x4mm para os cátions). A partir do gradiente de concentração da fase móvel, os compostos foram separados e em seguida deslocados para uma cela de detecção de condutividade elétrica acoplada a um detector eletroquímico. As concentrações foram calculadas a partir da curva analítica de calibração, a qual foi analisada nas mesmas condições das amostras.

(e) Fósforo dissolvido total (PDT) e fósforo orgânico dissolvido (POD)

Das alíquotas de 100 mL, resultantes da filtragem em filtro GF/F (0,65 μ m de diâmetro de poro), foram pipetadas alíquotas de 7,5mL e transferidas para tubos de vidro com rosca. Nas alíquotas separadas foram adicionadas solução de ácido bórico (H_3BO_3), perfulfato de potássio ($K_2S_2O_8$) e hidróxido de sódio (NaOH). As amostras foram então levadas para autoclavagem.

Das amostras digeridas foram retiradas alíquotas de 5 mL que após serem diluídas 10 vezes com água ultra pura, foram neutralizadas com solução com NaOH 1M.

O mesmo procedimento acima descrito foi realizado com 3 alíquotas de água ultra pura para a detecção do *background* de fósforo nas soluções usadas na digestão.

As amostras digeridas, assim como a amostras de “branco”, foram

encaminhadas a um Sistema FIA (*Flow Injection Analysis*) para a detecção da concentração total de PO_4^{-3} .

O conjunto para análise por injeção em fluxo que foi utilizado é constituído por bomba peristáltica, injetor proporcional e demais acessórios acoplados ao detector espectrofotômetro Femto 432.

As soluções utilizadas para a detecção de PO_4^{-3} foram molibdato de amônio à 1% em H_2SO_4 1,8 N com bismuto e uma solução aquosa de ácido ascórbico a 2%. O carregador utilizado foi uma solução de HNO_3 0,14 M. As concentrações foram calculadas a partir da curva analítica de calibração, a qual foi analisada nas mesmas condições das amostras.

A concentração de fósforo orgânico dissolvido (POD) nas amostras foi obtida através da subtração do PDT pelo PID.

4.3. Amostragem de plantas aquáticas

4.3.1. Locais, forma e período de amostragem das plantas aquáticas

Os canteiros (tratamento secundário) cultivados com arroz (*Oryza sativa* - variedade IAC 101), foram amostrados mensalmente no período de julho a dezembro de 2001.

De cada canteiro foram retiradas 5 amostras compostas por 3 plantas inteiras, em média. Desta forma obtiveram-se 15 amostras mensais, totalizando no final do período de coletas, 90 amostras. Os pontos amostrados dentro do canteiro foram escolhidos de forma aleatória.

A amostragem da produção de biomassa de arroz (Figura 11) por metro linear foi realizada em novembro de 2001. Em cada canteiro foram cortados, em 8 pontos aleatórios, 1 metro linear de plantas de arroz. Nesta coleta, as plantas foram cortadas um pouco acima do solo apenas para simular a exportação de biomassa vegetal e a produção de sementes.

Após a amostragem de produção, os canteiros foram colhidos e a biomassa produzida foi descartada. As soqueiras rebrotaram e em março de 2002 a segunda produção de arroz também foi colhida e descartada.

Figura 11. Canteiros de arroz em período de produção (27/11/2002).

No canal (tratamento terciário), cultivou-se aguapé (*Eichhornia crassipes*).

Em cada quadrante de $1/4 \text{ m}^2$, com cinco repetições, foram introduzidas uma planta de aguapé de peso fresco conhecido (Figura 12). A evolução do peso fresco dentro dos quadrantes foi monitoradas quinzenalmente e das proximidades de cada quadrante foi retirada uma planta para amostragem.

Os ensaios com quadrantes foram repetidos 4 vezes compreendendo o período de agosto a dezembro de 2001.

Figura 12. Ensaios de monitoramento do aumento da biomassa de aguapés (04/09/2001).

Após o término dos ensaios de aumento de biomassa, as coletas de amostras de aguapé continuaram até o mês de julho de 2002. Neste período foram coletadas mensalmente 6 plantas de aguapé ao longo do canal.

Em meados de março de 2002 (Figura 13) o canal teve sua superfície tomada pelos aguapés. No começo de abril do mesmo ano, o SEMAE removeu cerca de 70% da biomassa produzida (Figura 14).

Figura 13. Canal com aguapés em março de 2002.

Figura 14. Colheita dos aguapés realizada em abril de 2002.

4.3.2. Parâmetros, analitos e métodos analíticos

As amostras de arroz foram lavadas, pesadas (peso de material vegetal fresco – MF) e tiveram os seus números de plantas e perfilhos/planta contados. Posteriormente, as amostras foram secadas em estufa por 42 horas à temperatura de 55° C, pesadas (peso de material vegetal seco – MS) e moídas em moinho de facas.

Das amostras de produção do arroz, além da obtenção das pesagens (MF e MS), foram separadas as sementes produzidas. As amostras de sementes foram secadas, pesadas e moídas.

As amostras de aguapé foram pesadas 5 minutos após serem colhidas, para a obtenção do peso de material vegetal fresco. Para obtenção do peso do material vegetal seco, as amostras foram secadas em estufa por 42 h à temperatura de 55° C, pesadas e moídas.

Das amostras moídas e homogeneizadas foram retiradas quantias variando de 1,5 a 2 mg para a análise do conteúdo de C e N totais. Estas quantias foram colocadas em cápsulas de estanho e encaminhadas para o analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus.

Para determinação do P total foram pesadas 5g de cada amostra moída e

homogeneizada. Essas quantias foram colocadas em tubos de ensaio e em seguida digeridas com a adição de H_2SO_4 e H_2O_2 em bloco digestor. Após a digestão, acrescentaram-se ácido sulfúrico 2,5 M, molibdato de amônia 0,032 M, ácido ascórbico 0,3 M e tartarato de antimônio e potássio 0,008 M ao extrato. A partir desta solução tomou-se a leitura a 885 nm em colorímetro Micronal D 432 II.

4.4. Amostragem de solo

4.4.1. Locais, forma e período de amostragem do solo

Em cada canteiro foram realizadas 5 amostragens ao acaso da camada superficial do solo (0-20cm). O mesmo procedimento foi realizado no canal, coletando-se, no entanto, 7 amostras. As amostras foram retiradas utilizando-se um trado convencional.

Em junho de 2000, tendo em vista que o sistema começaria a operar em julho, realizou-se com uma amostragem inicial do solo dos canteiros e do canal (Figura 15).

Figura 15. Amostragem de solo do canal com aguapés.

A partir de agosto de 2001, o sistema passou a operar parcialmente, ou seja, apenas a fossa séptica e os canteiros de arroz. Desta forma, amostras de solo dos canteiros foram amostradas mensalmente de agosto de 2001 a julho de 2002. O número total de amostras coletadas nos canteiros foi 195.

As amostras do solo do canal foram coletadas somente no período de janeiro a julho de 2002, totalizando 56 amostras.

4.4.2 Parâmetros, analitos e métodos analíticos

As amostras de solo foram secadas em estufa de secagem e esterilização (Fanem 315 SE) durante 96h à uma temperatura de 55°C.

Após secagem, o solo foi colocado em uma bandeja de vidro, destorroado (fracionado em tamanhos de torrões homogêneos) e limpo de resíduos de plantas, insetos, etc. Com o objetivo de obter uma amostra secundária, as amostras primárias foram processadas no quarteador de Jones, sendo o quarteamento a melhor forma de obtenção de amostras representativas em diferentes análises químicas e físicas.

As amostras secundárias foram então peneiradas em uma peneira com aberturas de 0,25 mm. As frações retidas pela peneira foram moídas com o auxílio de um gral e bastão e novamente peneiradas até a homogeneização total da amostra. As amostras condicionadas em frascos de 15 mL e encaminhadas para a sala de pesagem.

Das amostras moídas e homogeneizadas foram retiradas quantias de 30 mg e em cápsulas de estanho e encaminhadas para o analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus para a detecção do C e N totais.

Para a detecção do P total foram pesadas 0,5 g da amostra de solo. Tal fração foi condicionada em cadinhos de teflon. Aos cadinhos foram adicionados HNO_3 , HClO_4 e HF e levados para digestão em banho de areia com temperatura inicial de 100°C com elevação gradativa até 360°C. Após resfriamento adicionou-se uma solução extratora de vanadato mais molibdato de amônio e tomou-se a leitura em colorímetro Klett a 660 nm.

4.5 Interpretação dos dados

O método estatístico utilizado na avaliação dos dados gerados para cada parâmetro neste estudo foi a não paramétrica. As diferenças entre as séries nos diferentes pontos do sistema foram analisadas pelo teste não paramétrico Kruskal Wallis ANOVA por ordenamento.

Os dados primários de vazão, temperatura e pH, assim como medianas e intervalo de dados são apresentados no Apêndice. Também aí encontram-se os dados primários de condutividade, MP, OD, DBO₅, DQO e nutrientes, cálculos de eficiências do sistema para cada parâmetro, medianas anuais e intervalo de dados (Apêndice, Tabelas 14 a 33).

No caso de MP, OD, DBO₅, DQO e nutrientes, os cálculos da carga diária, para os pontos do sistema, foram feitos a partir dos dados de vazões diárias (Apêndice, Tabela 14), sendo que a vazão no ponto P2 foi considerada igual à do P1 pois a fossa séptica é um ambiente fechado e impermeável.

As cargas anuais aplicadas em cada estágio do sistema e removidas pelos estágios e pelo sistema foram calculadas pela multiplicação das cargas diárias (MP, OD, DBO₅, DQO e nutrientes) por 15 dias ou 30 dias. Os resultados foram então somados, resultando nas cargas anuais.

Os dados de cargas são apresentados em dois períodos. O primeiro período, de agosto/01 a novembro/01, representa o desempenho do sistema nos primeiros quatro meses. Já o segundo período, de dezembro/01 a julho/02, compreende o período em que o canal com aguapés passou a operar e ser monitorado.

5 RESULTADOS

5.1 Efluente

5.1.1 Vazão

Com o intuito de relacionar possíveis mudanças no comportamento do sistema com a variação das estações climáticas para a região de Piracicaba (Pereira e Sentelhas, 2001), o período de coleta foi subdividido em 3: primeiro período seco (S1), de agosto a setembro de 2001, período úmido (U1), de outubro de 2001 a março de 2002 e segundo período seco (S2), de abril a julho de 2002.

A caracterização do comportamento hidráulico diário do sistema nos períodos S1 e U1 foram obtidos a partir de coletas intensivas de 42 horas contínuas. Os resultados são apresentados na Figura 16.

As vazões nos pontos P1 (efluente bruto) e P3 (efluente após os canteiros) variaram ao longo do período, em função da forma de uso da água e da quantidade utilizada nas residências durante o período diurno e noturno (Figura 16). As maiores vazões de entrada foram observadas entre as 10 e 14 horas, cerca de 2,1 a 3,2 L.s⁻¹ e as menores vazões durante a noite, das 2 às 6 horas, variando entre 0,05 e 0,9 L.s⁻¹.

Figura 16. Médias horárias das vazões ($n=3$) para os pontos de coleta P1 e P3, coleta intensiva no período S1, e para os mesmos pontos (P1* e P3*) na coleta intensiva no período U1.

Ao longo do estudo, médias diárias das vazões foram obtidas nos dias de coleta. A Figura 17 mostra a flutuação anual da vazão nos pontos de coleta e a Tabela 2 apresenta as médias para estes períodos.

Figura 17. Médias diárias das vazões ($n=6$) para os pontos P1, P3 e P4 ao longo do período de coleta.

Tabela 2. Medianas das vazões dos pontos de coleta P1, P3 e P4 para os períodos S1, U1 e S2 e média para o período avaliado (agosto/01 a julho/02).

Períodos	P1	P 3 vazão (L.s ⁻¹)	P4
S1	1,6	0,8	
U1	1,6	0,6	1,1
S2	2,3	0,8	0,9
Média dos 12 meses	1,8	0,8	1,0

Apenas a vazão no P1 difere significativamente entre os períodos U1 e S2 ($p < 0,05$). Contudo, tendo sido a vazão no P1 menor no U1 do que no S2, quanto o esperado seria o contrário, não se detectou influência do período de chuvas na dinâmica hidráulica do sistema durante o ano hidrológico. Isso ocorreu provavelmente pelo fato da área do sistema não ser suficientemente grande para que houvesse interferência do regime de chuvas em seu funcionamento.

As médias anuais das vazões obtidas nos pontos do sistema foram utilizadas para a determinação do tempo de retenção e a carga hidráulica (ou taxa de aplicação) do efluente nos estágios de tratamento do sistema. O tempo de retenção do efluente na fossa séptica foi de 11,1 horas e a carga hidráulica aplicada no primeiro canteiro foi de 414,7 L.dia⁻¹.m⁻² (41,4 cm.dia⁻¹ ou 0,4 m².PE⁻¹), sendo esta carga repetida no segundo canteiro.

Com relação ao canal com aguapés, a carga hidráulica aplicada foi de 46 L.dia⁻¹.m⁻² (4,6 cm.dia⁻¹ ou 3,3 m².PE⁻¹) com tempo de retenção teórico de 10,8 dias.

5.1.2 Parâmetros abióticos: temperatura do efluente, pH, condutividade, material particulado (MP) e oxigênio dissolvido (OD)

5.1.2.1 Temperatura do efluente

Analisando estatisticamente a variação diária da temperatura do efluente no sistema (Figura 18), no período S1 a temperatura do P1 não difere da do P2, mas ambas diferem significativamente da do P3 ($p < 0,01$). Na coleta intensiva no período U1,

apenas não diferem entre si as temperaturas dos pontos P1 e P2 ($p>0,05$). Com isso verificou-se que as menores temperaturas foram observadas nos pontos P3 e P4.

Na coleta intensiva no período S1 as medianas das temperaturas no P1, P2 e P3 foram respectivamente 21,2; 21,2 e 20 °C. Houve, portanto, entre a fossa séptica e o final dos canteiros, um resfriamento médio do efluente de 1,2°C.

Na coleta intensiva no período U1 as medianas das temperaturas no P1, P2, P3 e P4 foram respectivamente 25,6; 25,7; 24,6 e 22,9 °C, apresentando variação total de 2,7 °C no efluente a partir da saída da fossa séptica.

Figura 18. Temperatura do efluente nos pontos P1, P2, P3 e P4, nas coletas intensivas, nos períodos S1 (a) e U1 (b).

Com relação a temperatura do efluente ao longo do período de coletas, a

Figura 19 apresenta a variação mensal das temperaturas nos pontos de coleta P1, P2, P3 e P4.

Figura 19. Valores de temperatura no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 ao longo do período de coleta.

As medianas das temperaturas no efluente, para o período de 12 meses, nos pontos de coleta P1, P2, P3 e P4 foram respectivamente 25,5; 25,7; 24,6 e 24°C. As temperaturas entre os pontos P1 e P2, P3 e P4 não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$). Assim temos que a temperatura do efluente após a fossa séptica difere da temperatura do efluente após os canteiros em cerca de 1°C.

5.1.2.2 pH

Na coleta intensiva realizada no período S1 (Figura 20a), o pH do P1 mostrou-se mais básico que dos demais pontos ($p < 0,01$). Já no período U1 (Figura 20b), o pH do P1 esteve mais básico que o do P3 ($p < 0,01$) e tanto o pH do P1 como o do P3 apresentaram-se mais básicos que os do P2 e do P4 ($p < 0,01$).

Nestas mesmas coletas, as medianas de pH no período S1 nos pontos P1, P2 e P3 foram respectivamente 7,3; 6,7 e 6,7. No período U1 as medianas de pH no P1,

P2, P3 e P4 foram respectivamente 7,0; 6,5; 6,6 e 6,3.

Figura 20. Valores de pH do efluente nos pontos P1, P2, P3 e P4, nas coletas intensivas, nos períodos S1 (a) e U1 (b).

Na Figura 21 são apresentados os valores de pH encontrados nos pontos de coleta ao longo do período de estudos. Os valores medianos de pH, no período de 12 meses, para os pontos P1, P2, P3 e P4 foram respectivamente, 7,0; 6,6; 6,7 e 6,7.

Figura 21. Valores de pH no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 ao longo do período de coleta.

Comparando-se os valores de pH entre os pontos, para o período todo, observa-se que o valor de pH no ponto P1 foi significativamente diferente do pH registrado nos demais pontos ($p < 0,05$), apresentando-se mais básico. O pH no P2 também diferenciou-se dos demais pontos ($p < 0,05$), mostrando-se levemente mais ácido.

5.1.2.3 Condutividade

Na Figura 22 são apresentados os dados de condutividade no efluente do sistema, ao longo do período estudado. Os valores medianos de condutividade, no período de 12 meses, para os pontos P1, P2, P3 e P4 foram respectivamente, 646; 685; 654 e 474 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

Figura 22. Valores de condutividade no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.

Comparando-se os valores de condutividade entre os pontos, para o período todo (Figura 22), temos que as condutividades dos P1, P2 e P3 não diferem entre si porém diferem significativamente com a do P4 ($p < 0,01$).

Em termos de acréscimos ou remoções medianas, o sistema removeu 10% da condutividade ao longo do período de coletas.

5.1.2.4 Oxigênio dissolvido (OD)

As flutuações diárias de OD obtidas nas coletas intensivas nos períodos S1 e U1 são apresentados na Figura 23.

A atividade de algas no sistema, denotada pela diminuição do OD no período noturno, somente foi observada no canal com aguapés, entre o primeiro período diurno (das 6:00 as 18:00 hs do dia 19/2) e o período noturno (das 18:00 do dia 19/2 até as 6:00 hs do dia 20/2) ($p < 0,05$), dentro do período U1 (Figura 23b).

Figura 23. Concentração de OD no efluente nos pontos P1, P2, P3 e P4, nas coletas intensivas, nos períodos S1 (a) e U1 (b).

A partir das medidas quinzenais da concentração de OD no efluente, elaborou-se a Figura 24.

As medianas das concentrações observadas nos pontos P1, P2, P3 e P4 , para o período de 12 meses, foram respectivamente, 2,3; 0,3; 1,3 e 1,9 mg.L⁻¹.

Na comparação entre as concentrações de cada ponto não houve diferença significativa entre o P1 e o P4 ($p > 0,05$). Em termos de alteração na concentração de OD por litro de efluente tratado, o sistema não apresentou remoção nem acréscimo

significativo de OD.

Figura 24. Concentrações de OD no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.

Com os valores diários de cargas de OD aplicadas na entrada do sistema (P1), nos canteiros de arroz (P2) no canal com aguapés (P3) e na saída do sistema (P4) elaborou-se a Figura 25, que apresenta: a carga total de OD aplicada nestes pontos, as quantias removidas ou acrescidas pela fossa séptica (P2-P1), pelos canteiros de arroz (P3-P1), pelo canal com aguapé (P4-P3) e pelo sistema (P3-P1 ou P4-P1), em dois períodos que compreendem os 12 meses de coletas.

O primeiro período, de agosto/01 a novembro/01, representa o desempenho do sistema nos primeiros quatro meses de funcionamento do sistema. Já o segundo período, de dezembro/01 a julho/02, compreende o período em que o canal com aguapés passou a operar e ser monitorado.

A partir destes gráficos, a elaboração dos gráficos de DBO₅, DQO, carbono, nitrogênio e fósforo seguirão o mesmo modelo.

Figura 25. Carga de OD aplicada, acréscimos ou decréscimos de OD em cada estágio do sistema, nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

Nos primeiros quatro meses de funcionamento (Figura 25a), a carga de OD aplicada no sistema foi de 33 kg. Nesse período, a remoção de OD no efluente apresentada no sistema foi de 67%. Desse total, 79% foram removidos na fossa séptica e 12% foram acrescentados nos canteiros de arroz.

Nos 8 meses restantes (Figura 25b), a carga de OD aplicada no sistema foi 113 kg. Na fossa séptica e nos canteiros ocorreram remoções de 74% e 11% do OD no efluente, respectivamente. No canal com aguapés houve um acréscimo de 37% de OD no efluente e com isso a remoção final de OD no sistema foi de 48%.

A carga média diária de OD aplicada no sistema foi de 350 g ou $0,93 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

5.1.2.5 Material particulado (MP)

Na Figura 26 são apresentados os valores de MP encontrados nos pontos de coleta ao longo do período de estudos. As concentrações medianas de MP encontradas para os pontos P1, P2, P4 e P4 foram 182; 164, 77 e 52 mg.L^{-1} , respectivamente.

Estatisticamente, as concentrações de MP nos P1 e P2, assim como nos P3 e P4 não apresentaram diferenças ($p>0,05$). Desta forma, em termos de concentração, a remoção mediana apresentada pelo sistema foi de 60%.

Figura 26. Concentrações de MP > 0,65 µm no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.

Da mesma forma que OD, as cargas de MP aplicadas em cada estágio do sistema são apresentadas na Figura 27.

Figura 27. Carga de material particulado aplicado, acréscimos ou decréscimos em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

As cargas de MP aplicadas no primeiro (Figura 27a) e segundo (Figura 27b) períodos foram 3311 e 7403 kg, respectivamente. No primeiro e no segundo período a fossa séptica removeu 11 e 14% de todo o MP que entrou no sistema, os canteiros removeram 69 e 68% e o canal com aguapés removeu apenas 0,2%. Em ambos os períodos, o sistema removeu cerca de 80% do MP do efluente.

A carga média diária de MP aplicada no sistema foi de 28120 g ou $75 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

5.1.3 Taxas metabólicas: demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) e demanda química de oxigênio (DQO)

Na Figura 28 são apresentadas as informações obtidas sobre a DBO_5 no sistema. As medianas anuais de DBO_5 encontradas para os pontos P1, P2, P3 e P4 foram 351, 257, 79 e 45 mg.L^{-1} , respectivamente.

Figura 28. Concentrações de DBO_5 no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.

Analisando a DBO_5 após os vários estágios do sistema, apresentados na

Figura 28, denota-se diferenciação significativa nas DBO_5 entre todos os pontos ($p < 0,01$). Em termos de alteração da DBO_5 por litro de efluente, o sistema apresentou uma remoção mediana anual de 77%.

A partir das cargas diárias a Figura 29 apresenta a carga anual de DBO_5 aplicada no sistema e as cargas removidas pelos seus estágios.

Figura 29. Carga de DBO_5 aplicada, acréscimos ou decréscimos de DBO_5 em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

Nos primeiros quatro meses de funcionamento (Figura 29a), a carga de DBO_5 aplicada no sistema foi de 3797 kg. Nesse período, a fossa séptica e os canteiros de arroz removeram 18% e 68% da DBO_5 , respectivamente.

Nos 8 meses restantes (Figura 29b), a carga de DBO_5 aplicada no sistema foi 15424 kg. A fossa séptica removeu 32% da DBO_5 , os canteiros removeram 59% e o canal com aguapés diminuiu a DBO_5 em 2%.

A carga média diária de DBO_5 aplicada no sistema foi de 54500 g ou $145 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Na Figura 30 são apresentados os dados DQO no efluente do sistema para o período de coletas. As medianas anuais das concentrações de DQO para os pontos P1, P2, P3 e P4 foram 546, 386, 134 e 101 mg.L^{-1} , respectivamente.

Figura 30. Concentrações de DQO no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4, ao longo do período de coleta.

Na Figura 30, a comparação dos valores de DQO entre os pontos mostra que há diferenciação significativa entre todos os pontos ($p < 0,01$). A fossa séptica, os canteiros de arroz e o canal de aguapé alteraram a concentração de DQO, gerando um decréscimo de 76%.

A Figura 31 apresenta a carga total de DQO aplicada nos pontos de coleta P1, P3 e P4 ao longo do período de coleta.

Nos primeiros quatro meses de funcionamento (Figura 31a), a carga de DQO aplicada no sistema foi de 9278 kg. Nesse período, a fossa séptica removeu 17% e os canteiros de arroz removeram 66% da DQO.

Nos 8 meses restantes (Figura 31b), a carga de DQO aplicada no sistema foi 21163 kg. A fossa séptica removeu 26%, os canteiros removeram 62% e o canal com aguapés diminuiu a DQO em 2%.

A carga média diária de DQO aplicada no sistema foi de 82910 g ou $221 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Figura 31. Carga de DQO aplicada, acréscimos ou decréscimos de DQO em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

5.1.4 Carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono particulado total (CPT)

As variações nas concentrações de CID, COD e CPT no efluente do sistema são apresentadas na Figura 32.

Figura 32. Concentrações de CID, COD e CPT no efluente nos pontos de coleta do sistema.

As concentrações medianas de CID, verificadas nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema foram 35,4; 44,9; 51,2 e 31,1 mg.L⁻¹, respectivamente.

Estatisticamente, as concentrações de CID do P1 não diferem significativamente das do P4 ($p>0,05$). Houve, portanto, acréscimos de CID pela fossa séptica e pelos canteiros de arroz e decréscimo pelo canal com aguapés. Dessa forma, o sistema não alterou a concentração de CID no efluente de saída.

As concentrações medianas de COD encontradas nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema foram 15,2; 5,7; 5,2 e 10,9 mg.L⁻¹, respectivamente.

Após a análise estatística dos dados, verificou-se que apenas as concentrações de COD no P1 diferem significativamente com as do P2 ($p<0,01$) e as concentrações de COD do P3 diferem significativamente com o do P4 ($p<0,01$). Enquanto a fossa séptica gerou decréscimo na concentração de COD, o canal de aguapé por sua vez elevou a concentração de COD. Da mesma forma que a concentração de CID, o sistema não alterou significativamente a concentração de COD no efluente de saída.

As concentrações medianas de CPT encontradas nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema foram 83,5; 54; 14,3 e 5 mg.L⁻¹, respectivamente.

A comparação das concentrações de CPT entre os pontos resultou em diferença significativa entre os mesmos ($p<0,05$). A concentração de CPT foi diminuída em todos os estágios do sistema e remoção total gerada pelo sistema foi de 88%.

A Figura 33 apresenta as cargas de CID, COD e CPT aplicadas nos pontos de coleta P1, P2, P3 e P4, e as quantias removidas ou acrescidas pelos estágios do sistema.

Figura 33. Cargas de CID, COD e CPT aplicadas, acréscimos ou decréscimos de CT em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

Na Tabela 3 são apresentadas as cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de CID, COD e CPT nos estágios de tratamento do sistema de áreas alagadas construídas.

Tabela 3. Cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de CID, COD, CPT e CT nos estágios de tratamento do sistema.

	P1 (kg)	P2-P1 (%)	P3-P2 (%)	P4-P3 (%)	Sistema (%)
agosto/2001 a novembro/2001					
CID	651	17	-55		-38
COD	185	-43	-24		-67
CPT	1321	-26	-65		-91
CT	2157	-14	-59		-73
dezembro/2001 a julho/2002					
CID	1365	15	-60	-3	-48
COD	639	-44	-43	26	-61
CPT	3646	-29	-61	-5	-95
CT	5611	-20	-59	-1	-80

Obs.: os valores de % positivos representam acréscimos e os valores de % negativos representam decréscimos.

A carga média diária de CT aplicada no sistema foi de 20600 g ou 55 g.m⁻¹.dia⁻¹.

5.1.5 Amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e nitrogênio particulado total (NPT)

As concentrações obtidas para N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NPT no efluente do sistema são apresentadas na Figura 34.

As concentrações medianas de N-NH_4^+ encontradas na entrada do sistema, saída da fossa séptica, saída dos canteiros e saída do sistema foram respectivamente 19,9; 23; 21,4 e 10,1 mg.L^{-1} . Não houve diferença significativa entre as concentrações de N-NH_4^+ do P1 com as do P2 e os valores de N-NH_4^+ do P2 não diferem significativamente com os do P3 ($p>0,05$). Assim sendo, a concentração de N-NH_4^+ somente foi reduzida após passar pelo canal com aguapés. A redução mediana foi de 32%.

As concentrações medianas de N-NO_3^- verificadas nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema foram respectivamente 0,1; 0,1; 0,1 e 0,2 mg.L^{-1} . As concentrações de N-NO_3^- nos pontos de coleta não se diferenciaram e com isso temos que o sistema de tratamento não alterou a concentração de N-NO_3^- no efluente final.

As concentrações medianas de NPT nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema foram respectivamente 7,9; 6,4; 2,9 e 1,5 mg.L^{-1} .

Testes de comparação de entre as concentrações de NPT foram aplicados e obteve-se diferenciação significativa entre as concentrações de NPT de todos os pontos ($p<0,05$). A partir destes testes observa-se que, em termos de acréscimos ou decréscimos medianos na concentração de NPT, o sistema apresentou remoção de 72% de NPT.

Figura 34. Concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NPT no efluente nos pontos de coleta do sistema.

A Figura 35 apresenta as cargas de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NPT aplicadas nos pontos de coleta P1, P2, P3 e P4, as quantias removidas ou acrescidas pela fossa séptica (P2-P1), canteiros de arroz (P3-P2), pelo canal com aguapé (P4-P3) e pelo sistema (P4-P1), em dois períodos que compreendem os 12 meses de coletas.

Na Tabela 4 são apresentadas as cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e NPT nos estágios de tratamento do sistema de áreas alagadas construídas.

Tabela 4. Cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , NPT e NID+NPT nos estágios de tratamento do sistema.

	P1 (kg)	P2-P1 (%)	P3-P2 (%)	P4-P3 (%)	Sistema (%)
agosto/2001 a novembro/2001					
N-NH₄⁺	445	-12	-52		-64
N-NO₃⁻	1	-22	-31		-53
NPT	145	-26	-57		-83
NID+NPT	591	-15	-54		-69
dezembro/2001 a julho/2002					
N-NH₄⁺	726	22	-76	-12	-66
N-NO₃⁻	6	-4	-63	55	-12
NPT	348	-11	-69	-5	-85
NID+NPT	1080	11	-73	-10	-72

Obs.: os valores de % positivos representam acréscimos e os valores de % negativos representam decréscimos.

A carga média diária de NID+NPT aplicada no sistema foi de 4570 g ou $12 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Figura 35. Cargas de N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e NPT aplicadas, acréscimos ou decréscimos em cada estágio do sistema, nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

5.1.6 Fósforo inorgânico dissolvido (PID), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado total (PPT)

As variações nas concentrações de PID, POD e PPT no efluente, ao longo dos estágios de tratamento do sistema, são apresentadas na Figura 36.

As concentrações medianas de PID nos pontos P1, P2, P3 e P4 foram 4,3; 4,5; 1,4 e 0,3 mg.L⁻¹, respectivamente.

De acordo com os testes estatísticos apenas as concentrações de PID no P1 não diferem significativamente com as do P2 ($p>0,05$). Assim, em termos de acréscimos ou decréscimos medianos na concentração de PID no efluente, a fossa séptica não alterou a concentração de PID e os canteiros de arroz juntamente com o canal com aguapés geraram um decréscimo de 93% de PID no efluente final.

Com relação ao POD, as concentrações medianas encontradas nos pontos P1, P2, P3 e P4 foram respectivamente, 0,6; 0,2; 0,6 e 0,9 mg.L⁻¹.

Comparadas as concentrações de POD entre os pontos, obteve-se que as concentrações não diferem significativamente entre si ($p>0,05$). Portanto, o sistema não atuou na alteração da concentração de POD no efluente final.

Nas concentrações de PPT no efluente do sistema, as medianas encontradas para os pontos P1, P2, P3 e P4 foram respectivamente, 1,2; 0,8; 0,8 e 0,3 mg.L⁻¹.

Com a comparação das concentrações entre os pontos obteve-se que apenas os valores de PPT do P2 não diferem significativamente com os do P3 ($p>0,05$). Desta forma verificou-se que os canteiros de arroz não alteraram a concentração de PPT, contudo a fossa séptica e o canal de aguapés atuaram nessa modificação. O sistema gerou, portanto, um decréscimo mediano na concentração de PPT de 60%.

Analisando o sistema quanto aos aportes anuais de PID, POD e PPT, apresenta-se a Figura 37.

Figura 36. Concentrações de PID, POD e PPT no efluente nos pontos de coleta do sistema.

Figura 37. Cargas de PID, POD e PPT aplicadas, acréscimos ou decréscimos em cada estágio do sistema nos períodos de agosto/01 a novembro/01 (a) e dezembro/01 a julho/02 (b).

Na Tabela 5 são apresentadas as cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de PID, POD e PPT nos estágios de tratamento do sistema de áreas alagadas construídas.

Tabela 5. Cargas aplicadas e as porcentagens de remoção e acréscimo de PID, POD, PPT e PT nos estágios de tratamento do sistema.

	P1 (kg)	P2-P1 (%)	P3-P2 (%)	P4-P3 (%)	Sistema (%)
agosto/2001 a novembro/2001					
PID	71	-7	-85		-92
POD	31	-31	-57		-88
PPT	19	-30	-37		-67
PT	121	-17	-68		-85
dezembro/2001 a julho/2002					
PID	189	-3	-82	2	-83
POD	19	-5	-25	75	45
PPT	46	-11	-58	-21	-90
PT	254	-5	-73	3	-75

Obs.: os valores de % positivos representam acréscimos e os valores de % negativos representam decréscimos.

A carga média diária de PT aplicada no sistema foi de 1080 g ou 2,8 g.m⁻².dia⁻¹.

5.2. Plantas aquáticas

5.2.1 Arroz

Durante o 1º ciclo da cultura do arroz (julho a dezembro de 2001) foram realizadas amostragens mensais de plantas de arroz em cada canteiro. Destas amostragens obteve-se as médias da evolução da biomassa (MS(g) / planta e MS (%)) e as médias das concentrações de C, N e P por grama de MS de arroz para cada canteiro. Na Tabela 6 são apresentados os dados obtidos.

Tabela 6. Evolução da biomassa de arroz e suas respectivas concentrações de C, N e P no período de julho a dezembro 2001.

Canteiros	Data de coleta	MS	MS (g).	C	N	P
		(%)	planta ⁻¹		mg/MS(g)	
1	19/07/01	13	0,1	374	31	2,5
	14/08/01	16	0,2	370	32	2,6
	19/09/01	18	1,3	397	32	1,6
	11/10/01	14	2,1	391	24	1,2
	13/11/01	18	4,3	351	25	1,9
	17/12/01	15	2,2	398	24	2,0
2	19/07/01	13	0,2	384	32	2,9
	14/08/01	15	0,5	391	31	1,9
	19/09/01	16	2,4	395	31	2,1
	11/10/01	15	2,4	392	26	1,8
	13/11/01	15	3,7	381	28	3,4
3	19/07/01	14	0,1	377	27	2,7
	14/08/01	16	0,2	398	30	1,5
	19/09/01	17	2,6	393	29	1,4
	11/10/01	13	2,2	384	29	2,5
	13/11/01	24	5,2	325	22	1,8
	17/12/01	15	3,3	377	24	2,0

Na tabela acima, pelos dados de evolução de % de MS e quantidade de MS por planta de arroz, principalmente nos canteiros 1 e 3, pode-se observar que nos mês de novembro a cultura apresentou o seu máximo desenvolvimento fisiológico. Foi nesse momento que o arroz teve o endurecimento dos grãos e iniciou-se a amostragem de biomassa potencialmente exportada do sistema.

As informações sobre a evolução temporal no acúmulo de C e P (Tabela 6) não mostraram nenhuma tendência específica, ou seja, não observa-se nenhum aumento nem diminuição. Já nos dados de acúmulo de N verifica-se maior acúmulo nos três primeiros meses do ciclo da cultura.

Com a coleta de dados sobre a produção da cultura de arroz (corte da parte aérea) em novembro de 2001, obtiveram-se as informações sobre as exportações de biomassa, C, N e P e produção de sementes por canteiro descritas na Tabela 7.

Tabela 7. Biomassa e quantidade de C, N e P exportados pelos canteiros de arroz, obtidos a partir da colheita de 27/11/2001.

Canteiros	Metros lineares produtivos	MS (kg).m⁻¹	MS (kg)	C (kg)	N (kg)	P (kg)	Sementes (kg)
1	295	0,3	98	40	2,7	0,1	27
2	625	0,5	332	130	8,7	1,1	76
3	449	0,4	176	71	5,2	0,4	32
total			606	242	16,6	1,6	135

Como pode-se observar na Tabela 7, o canteiro 2 foi o mais produtivo e o canteiro 1 o menos produtivo. Essa diferença foi resultado da forma com que os canteiros foram plantados e do sombreamento causado por arbóreas no canteiro 1. Os totais de C, N e P acumulados na biomassa (parte aérea e grãos) foram utilizados nos cálculos de balanço de massa de nutrientes no sistema.

5.2.2 Aguapé

Os resultados encontrados nos ensaios para a determinação das taxas de crescimento do aguapé são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Ensaios de monitoramento do aumento da biomassa de aguapé (*Eichhornia crassipes*) no período de julho/01 a janeiro/02.

Data de coleta	MF(g) de aguapé.0,25 m ⁻²					
Ensaio 1	Quad. 1	Quad. 2	Quad. 3	Quad. 4	Quad. 5	Média
24/07/01	40		25	44	32	35
08/08/01	95		110	166	138	127
20/08/01	375		297	520	351	386
10/09/01	1499		1884	1836	1639	1714
Ensaio 2						
10/09/01	31		52	26	45	39
27/09/01	194		195	165	402	239
11/10/01	435		503	455	794	547
25/10/01	1000		1550	925	1045	1130
Ensaio 3						
25/10/01	49	47	50	48	39	46
08/11/01	200	270	355	290	450	313
26/11/01	1245	1850	615	1228	1510	1290
Ensaio 4						
26/11/01	46	25	29	26		31
07/12/01	150	67	61	76		89
27/12/01	1588	808	622	242		815
10/01/02	2760	1260	1620	249		1880

Com as médias das repetições (n=5) e os intervalos de tempo entre as pesagens dos aguapés elaborou-se a Figura 38, que apresenta as equações de crescimento do aguapé para cada ensaio, extrapolando os valores para um metro quadrado.

Figura 38. Curvas de crescimento de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.

As equações exponenciais encontradas apresentam uma variação da taxa de aumento de biomassa do aguapé, nas condições do estudo, entre 151 e 304 g de MF.m⁻².dia⁻¹ (7,8 a 16 g MS.m⁻².dia⁻¹ ou 28,5 a 58,4 ton MS.ha⁻¹.ano⁻¹).

A partir do valor médio anual de máxima densidade de aguapés encontrada por Reddy e De Busk (1984), na Flórida, e das concentrações de C,N e P obtidas na pesquisa em questão, extrapolou-se a biomassa total de fechamento da superfície do canal e com isso as quantidades de C,N e P imobilizadas no aguapé. Essas informações são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9. Biomassa e conteúdo de C, N e P imobilizados pelos aguapés do dentro do canal de tratamento do sistema.

Densidade média	Biomassa total	Concentração de nutrientes			Imobilização de nutrientes		
		C	N	P	C	N	P
kg MS.m ⁻²	kg MS	mg/MS de aguapé (g)			kg		
2,1	3172	324	33	7,6	1033	109	24

Em março de 2002 as plantas de aguapé foram removidas em 75% de sua totalidade. Em julho do mesmo ano o canal já se apresentava novamente com a sua superfície fechada pelas plantas.

Desta forma, utilizaremos para o cálculo de balanço de massa de N e P os valores da concentração de nutrientes multiplicada pela biomassa total (Tabela 9) mais 75% desse total. Como resultados temos 191 kg de N e 42 kg de P exportados em março e imobilizadas em julho.

5.3. Solo

As evoluções nas concentrações de C, N e P encontrados nos 20 cm iniciais dos solos dos canteiros e do canal de aguapé, no período de em que esses solos estiveram sob aplicação de esgoto (junho/00 a agosto/00 e agosto/01 a julho/02), são apresentados na Figura 39.

O acúmulo de C no solo dos canteiros ocorreu em uma taxa média, sob uma aplicação de 14 meses de esgoto, de 4,5 g.kg de solo⁻¹. O solo do canal apresentou um acúmulo médio de 7,0 g.kg de solo⁻¹ no período.

Quanto ao acúmulo de N, a taxa média apresentou-se bastante similar entre o solo dos canteiros e o solo do canal, ou seja, 0,61 g.kg de solo⁻¹ no período.

Com relação ao acúmulo de P no solo dos canteiros, observou-se uma taxa média de 0,52 g.kg de solo⁻¹ no período. Já no solo do canal, notou-se uma redução de 0,18 g.kg de solo⁻¹.

Figura 39. Concentrações de C, N e P totais encontrados nos 20 cm iniciais dos solos dos canteiros e do canal de aguapé nos períodos de junho/00 a agosto/00 e agosto/01 a julho/02.

Para o cálculo de balanço de nutrientes no sistema, os valores de C, N, e P encontrados no dia 16/06/2000, nos canteiros e canal, serão somados e representarão as quantias desses elementos pré-existent no sistema. O mesmo procedimento será feito para os valores do dia 30/07/2002 e as quantias encontradas representarão o acúmulo dos elementos no sistema. Os valores calculados são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Conteúdo de C, N e P encontrados nos 20 cm iniciais dos solos dos canteiros e do canal de aguapé no período pré-operacional (16/06/00) e no final do período de coletas (30/07/02).

	Pré-operacional		
	C	N	P
		kg	
Canteiro 1	690,00	53,25	25,29
Canteiro 2	661,50	51,00	25,86
Canteiro 3	632,25	48,75	28,65
Canal	1266,00	105,00	165,66
	Pós-coletas		
	C	N	P
		kg	
Canteiro 1	996,75	99,75	71,55
Canteiro 2	1100,25	102,00	65,70
Canteiro 3	900,75	87,75	60,15
Canal	2322,85	201,42	138,21

5.4 Balanço de massa de nutrientes no sistema

5.4.1 Carbono

O balanço de C foi calculado no sistema através da subtração das entradas pontuais (C_p) e do C pré-existente (C_{pe}), com as saídas, como mostra a seguinte equação:

$$(C_p + C_{pe}) - (C_{fs} + C_s + C_{efl} + C_{gás}) = \Delta(E-S)$$

O C_p inclui o C existente no esgoto domiciliar e o C_{pe} compreende o C já encontrado no sistema solo-planta. O C que sai do sistema é representado pelo C retido

na fossa séptica (C_{fs}), pelo C encontrado no solo (C_s), pelo C que deixa o sistema juntamente com o efluente (C_{efl}) e pelo C perdido como gases ($C_{gás}$) através de processos de decomposição. O $\Delta_{(E-S)}$ expressa a diferença encontrada entre as entradas e as saídas.

A Tabela 11 apresenta o balanço de massa de carbono no sistema de tratamento de esgoto.

Tabela 11. Balanço de massa de carbono em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.

	C_p	C_{pe}	C_{fs}	C_s	C_{efl}	$C_{gás}$	$\Delta_{(E-S)}$
	Entradas (kg)		Saídas (kg)				
CT	7768	3250	1778	5320	1712	221*	1987
CID	2015				1119		
COD	825		362		312		
CPT	4967		1416		282		

* CH_4 (Khalil et al., 1998)

No sistema de tratamento, a carga anual aplicada de C foi de 7768 kg. Desse total, 26% correspondeu ao CID, 11% ao COD e 63% ao CPT. A esse aporte somou-se 3250 kg de C encontrados nos 20 cm dos solos dos canteiros e canal em período pré-operacional. As saídas de C do sistema foram identificadas como 1778 kg de C retidos na fossa séptica (20% de COD e 80% de CPT), 5320 kg de C acumulados no solo e 1712 kg de C encontrados no efluente final (65% de CID, 18% de COD e 17% de CPT). A diferença encontrada no balanço foi de 1987 kg, tendo-se considerado o valor de emissão de CH_4 , em áreas plantadas com arroz, de $30 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (Khalil et al., 1998), ou 221 kg de C- CH_4 no sistema em questão.

5.4.2 Nitrogênio

O balanço de N foi calculado no sistema incluindo entradas pontuais (N_p), entradas não pontuais (N_{np}), o pré-existente (N_{pe}) e saídas, como mostra a seguinte equação:

$$(N_p + N_{np} + N_{pe}) - (N_{fs} + N_b + N_s + N_{efl} + N_{gas}) = \Delta_{(E-S)}$$

O N_{np} inclui o NID da chuva, o N_p inclui o N existente no esgoto domiciliar, enquanto que o N_{pe} compreende o N já encontrado no sistema solo-planta. O N que sai do sistema é representado pelo N retido na fossa séptica (N_{fs}), pelo N armazenado na biomassa das plantas através de absorção (N_b), pelo N encontrado no solo (N_s), pelo N que deixa o sistema juntamente com o efluente (N_{efl}) e pelo N perdido como gases (N_{gas}) através de volatilização e denitrificação.

O valor de NID da chuva foi obtido através dos resultados de Lara et al. (2001), onde a deposição de NT via seca e/ou úmida na bacia do rio Piracicaba ocorre na taxa de $4,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Desta forma verificou-se um acréscimo de 12 kg de N no sistema. A Tabela 12 apresenta o balanço de massa para nitrogênio.

Tabela 12. Balanço de massa de nitrogênio em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.

	N_p	N_{np}	N_{pe}	N_{fs}	N_b	N_s	N_{efl}	N_{gas}	$\Delta_{(E-S)}$
	Entradas (kg)			Saídas (kg)					
NID+NPT	1671	12	258	77,5	208	491	484	7*	673
N-NH₄⁺	1171						404		
N-NO₃⁻	7			0,5			5		
NPT	493			77			75		

*N₂O (Gui et al., 2000)

No sistema de tratamento estudado, o aporte de NID+NPT no esgoto foi de 1670 kg. Desse total, 70% correspondeu ao N-NH₄⁺, 0,5% ao N-NO₃⁻ e 29,5% ao NPT. A esse aporte somou-se 12 kg do aporte atmosférico e 258 kg de N encontrados nos 20 cm dos solos dos canteiros e canal em período pré-operacional. As saídas de N do sistema apresentaram-se como 77,5 kg de NID+NPT retidos na fossa séptica (99% de NPT), 208 kg de N absorvidos pelas plantas, 491 kg de N acumulados no solo e 484 kg de NID+NPT encontrados no efluente final (83% de N-NH₄⁺, 2% de N-NO₃⁻ e 15% de NPT). A diferença encontrada no balanço foi de 673 kg, tendo-se considerado o valor de emissão de N₂O de 7 kg de N-N₂O, a partir de dados médios de emissão encontrados por Gui et al.(2000) em sistemas similares.

5.4.3 Fósforo

O balanço de P foi calculado no sistema incluindo entradas pontuais (P_p), o pré-existente (P_{pe}) e saídas, como mostra a seguinte equação:

$$(P_p + P_{pe}) - (P_{fs} + P_b + P_s + P_{eff}) = \Delta_{(E-S)}$$

O P_p inclui o P existente no esgoto doméstico, enquanto que o P_{pe} compreende o P já encontrado no sistema solo-planta. O P que sai do sistema é representado pelo P retido na fossa séptica (P_{fs}), pelo P armazenado na biomassa das plantas através da absorção (P_b), pelo P adsorvido pelo solo (P_s) e pelo P que deixa o sistema juntamente com o efluente (P_{eff}).

A Tabela 13 apresenta o balanço de massa para fósforo.

Tabela 13. Balanço de massa de fósforo em um sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.

	P_p	P_{pe}	P_{fs}	P_b	P_s	P_{eff}	$\Delta_{(E-S)}$
	Entradas (kg)		Saídas (kg)				
PT	375	245	32	44	335	82	127
PID	260		10			38	
POD	50		10			34	
PPT	65		11			11	

O aporte anual de P, através do esgoto, foi de 375 kg. Desse total, 69% correspondeu ao PID, 13% ao POD e 18% ao PPT. A esse aporte somou-se 245 kg de P encontrados nos 20 cm dos solos dos canteiros e canal em período pré-operacional. As saídas de P do sistema foram identificadas como 32 kg de P retidos na fossa séptica (33% de PID, 33% de POD e 33% de PPT), 44 kg de P absorvidos pelas plantas, 335 kg de P acumulados no solo e 82 kg de P encontrados no efluente final (46% de PID, 41% de POD e 13% de PPT). A diferença encontrada no balanço foi de 127 kg de P.

6 DISCUSSÃO

A comparação das médias das vazões de cada ponto entre os períodos climáticos demonstrou que não houve interferência do regime de chuvas na dinâmica hidráulica do sistema. Com isso supõe-se que não houve alterações nas concentrações dos poluentes em função de efeitos de diluição pelas chuvas.

Analizando a média anual das vazões nos pontos de coleta (Tabela 2), observa-se que as vazões nos pontos P3 e P4 deveriam ser apenas de 5 a 11% menores do que a vazão de entrada, de acordo com os dados de evaporação média mensal (Posto Agrometeorológico da ESALQ/USP). Contudo, as vazões nos pontos P3 e P4 representaram cerca de 42 a 55% da média da vazão no P1. Supõe-se que essa redução drástica de vazão deve-se à infiltrações do efluente nos canteiros (orifícios no sistema de vedação) e no talude de separação dos canteiros com o canal.

Com relação ao comportamento da temperatura do efluente ao longo do sistema, levando-se em conta os ciclos diários (Figura 18) e o ciclo climático anual (Figura 19), observa-se que as temperaturas nos pontos P3 e P4 foram atenuadas de 1 a 2,7 °C.

Segundo Kadlec (1998), tanto em sistemas com fluxo sub superficial como em sistemas com fluxo superficial, o aquecimento solar é rapidamente dissipado pelo resfriamento através da evapotranspiração, ou seja, tanto na análise das temperaturas do efluente dentro do ciclo diário como no anual, o sistema ofereceu resistência quanto à alteração da temperatura do efluente no seu interior.

De uma forma geral, como o esperado para regiões localizadas nos trópicos, as temperaturas máximas e mínimas encontradas no sistema não foram limitantes à decomposição da matéria orgânica e aos processos de ciclagem do

nitrogênio e fósforo. Somente foram limitantes, juntamente com os valores de pH, aos processos de volatilização da amônia (Cardoso et al., 1992).

Analisando de uma forma conjunta as flutuações de pH nos ciclos diários (Figura 20) e no ciclo anual (Figura 21) verificou-se que apesar do valor do pH no efluente bruto ser caracteristicamente mais básico, ao atravessar os estágios do sistema tornou-se-se mais ácido. Isso deve-se ao fato de que as substâncias orgânicas geradas dentro de uma área alagada, por crescimento (liberação de substâncias orgânicas – metabólitos), morte e decomposição, são fontes de acidificação natural. Como consequência, estes sistemas são resistentes à mudança de pH em situações onde há a entrada de efluente levemente básico (Kadlec e Knight, 1996).

As médias dos valores de pH, tanto para os dias de coleta intensiva como para o período, giraram em torno da neutralidade, ou seja, entre 6,5 e 7,0. Esses valores são os esperados para sistemas de áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto domiciliar (Kadlec e Knight, 1996).

Vale destacar que os valores de pH iguais a 8,5 e 7,2, encontrados no P4, nos meses de dezembro de 2001 e abril de 2002 (Figura 21), respectivamente, foram devidos à proliferação de algas no canal, em um período anterior ao fechamento de sua superfície pelos aguapés. Em ecossistemas aquáticos, a fotossíntese utiliza o dióxido de carbono dissolvido e produz oxigênio, causando uma mudança no equilíbrio carbonato-bicarbonato-dióxido de carbono e com isso um aumento no valor de pH (aumento da concentração de hidroxilas no sistema) (Kadlec e Knight, 1996).

Sistemas de tratamento combinados que utilizam como tratamento terciário canais com plantas aquáticas flutuantes, como é o caso do sistema estudado, objetivam neste estágio a presença de oxigênio dissolvido através da presença de algas. Para verificar se este objetivo foi alcançado, as flutuações diárias de OD foram analisadas e identificou-se o seu desaparecimento durante à noite através da respiração das algas.

A atividade de algas no sistema, denotada pela diminuição do OD no período noturno, somente foi observada no canal com aguapés, dentro do período U1 (Figura 23).

A análise das concentrações de OD nos estágios dos sistema, durante o período de agosto/2001 a julho/2002 (Figura 24), demonstrou que o sistema não interferiu na concentração de OD no efluente final. O fato de um sistema de áreas alagadas construídas produzir um efluente com baixas concentrações de OD pode ser corrigido pela implantação de estratégias simples em sua saída, como por exemplo, cascatas e corredeiras.

Com relação às cargas de OD aplicadas em cada estágio, apesar do aumento líquido de OD observados nos canteiros e canal com aguapés (Figura 25), somente é possível avaliar as atividades metabólicas através da relação entre a aparente utilização do O₂ (AUO) e o CO₂ em excesso. A concentração de gases biogênicos como o OD e o CO₂ livre são bons indicadores das taxas de produção e consumo da matéria orgânica em sistemas aquáticos. A fotossíntese aumenta a concentração de O₂ enquanto a respiração aeróbia e anaeróbia aumentam a concentração de CO₂. (Richey et al., 1988; Ballaster et al., 1999; Daniel, 2002).

As concentrações de oxigênio e CO₂ (calculado a partir do pH e CID) são expressas tanto em mg.L⁻¹ como de acordo com o seu equilíbrio com a atmosfera (aparente utilização de oxigênio (AUO) para oxigênio e Excesso-CO₂ para o CO₂). AUO e Excesso-CO₂ são definidos como:

$$AUO = [O_2]_{eq} - [O_2]_{obs}.$$

$$CO_2 = [CO_2]_{obs} - [CO_2]_{eq}.$$

Onde : $[O_2]_{eq}$ - Concentração de oxigênio na coluna de água em equilíbrio com a atmosfera; $[O_2]_{obs}$ - Concentração de oxigênio observada na coluna de água e $[CO_2]_{eq}$ - Concentração de CO₂ na coluna de água em equilíbrio com a atmosfera. Sob equilíbrio atmosférico, os valores foram calculados baseados na Lei de Henry para o equilíbrio gasoso-líquido em meio aquoso, usando *in situ* valores de temperatura e pH (Stumm e Morgan, 1996). Similarmente, o CO₂ dissolvido ($[CO_2]_{obs}$) foi calculado usando as constantes de equilíbrio para o sistema carbonatado e *in situ* valores de temperatura e pH (Skirrow, 1975).

Ambientes aquáticos aeróbios são caracterizados por concentrações de CO₂ em excesso e AUO menores que 11 e 6,4 mg.L⁻¹, respectivamente, enquanto

ambientes anaeróbios em concentrações maiores (Richey et al., 1988).

O excesso de CO_2 e o consumo de O_2 (AUO) foram calculados na fossa séptica, nos canteiros e no canal com aguapés e as quantificações destes parâmetros, assim como as suas correlações (Figura 40) sugeriram que a matéria orgânica presente nestes ambientes têm sido decomposta anaerobicamente.

A caracterização do tipo de metabolismo que ocorre nos estágios do sistema é primordial para a avaliação da dinâmica do carbono, do nitrogênio e do fósforo ao longo do sistema de tratamento.

Baseado no metabolismo, Platzer (1998) concluiu em suas pesquisas que o dimensionamento de um sistema de fluxo vertical deve ser baseado na transferência e na demanda de oxigênio dentro do sistema. Pelos seus cálculos, de forma a atender a eficiência requerida pela Agência Federal de Meio Ambiente da Alemanha, a máxima carga de aplicação de DQO deve ser de $25 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e a transferência requerida de O_2 para o solo filtrante, para a ocorrência de completa nitrificação, é de 90 g.PE^{-1} . Essa transferência deve ser parte pelo OD no efluente de entrada, parte por difusão atmosférica e parte por fluxo convectivo de ar quando os solos são drenados.

No sistema estudado, o OD que entra no sistema pelo efluente é $0,3 \text{ g.PE}^{-1}$ e a DQO é de $221 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A transferência de OD por difusão ocorre apenas em uma fina camada superficial da lâmina d'água nos canteiros, sendo rapidamente utilizado. O fluxo convectivo de O_2 provavelmente nunca ocorreu pois os canteiros, mesmo em descanso, permaneceram sempre saturados. Sob condições de saturação, a difusão de O_2 através da coluna d'água mantém condições aeróbias na interface solo/efluente variando de uma camada de milímetros até 2 cm (Reddy e D'Angelo, 1997). Assim sendo, a ausência de O_2 no sistema provavelmente prejudicou e passou a limitar os processos aeróbios de interesse, como mostrado mais adiante.

Figura 40. Relações entre AUO e Excesso-CO₂ na fossa séptica, canteiros de arroz e canal de aguapés do sistema de áreas alagadas.

Com relação ao volume de carga orgânica aplicada ao sistema, diversos parâmetros são utilizados para dimensioná-los em um sistema de tratamento de esgoto. Uma forma bastante usual é a medida física (filtragem) dos sólidos suspensos totais (SST) presentes no efluente.

Neste estudo não foi possível obter esse parâmetro de acordo com o seu protocolo, no entanto, estão quantificadas as concentrações do material particulado > 0,64 μm na entrada do sistema e após cada etapa do sistema (Figura 27). As concentrações de MP no P1 e P2 foram consideradas estatisticamente iguais o que demonstra a ineficiência da fossa séptica na remoção do material particulado. Além da carga orgânica total, a carga de SST é um dos fatores principais para que ocorra a colmatção do solo (Platzer e Mauch, 1996), portanto, uma das premissas básicas para o funcionamento adequado de um sistema vertical é a presença de um tratamento primário eficiente (Platzer, 2000).

A taxa de aplicação de SST recomendada para sistemas de fluxo vertical, como parâmetro para que a colmatção do substrato não ocorra, é de 8 a 20 $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Laber et al., 2000). No sistema estudado, a taxa de aplicação de MP foi de 75 $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$,

ou seja, quase 4 vezes maior do que a recomendada. Essa informação ratifica as observações “in situ”, quando após 4 meses de funcionamento do sistema, a entrada de efluente no canteiro inicial entrou em colapso e deixou de ser vertical ascendente (colmatação dos drenos e solo) e passou a ser parcialmente superficial livre.

Outros parâmetros relacionados à medida indireta da carga orgânica, mas bastante utilizados, são a BDO₅ e a DQO.

A grande maioria das pesquisas em sistemas de tratamento de esgoto utiliza preferencialmente a DBO₅ como medida indireta do carbono presente no esgoto (Kadlec e Knight, 1996).

Segundo Martinelli et al., 2002 a carga equivalente de carbono (kg de C.dia⁻¹) é igual a 0,402 vezes a carga poluidora domiciliar potencial (kg de DBO.dia⁻¹), sendo que este coeficiente confirma a correlação entre os valores de cargas diárias de DBO (54500 kg) e C (20600 kg) verificados no efluente bruto do sistema estudado.

A DQO, por sua vez, é a quantidade de oxidante químico necessário para oxidar compostos orgânicos e inorgânicos presentes no esgoto. Os resultados desta determinação são, portanto, mais elevados do que os de DBO₅ (Kadlec e Knight, 1996).

Com relação ao desempenho do sistema estudado, todos os estágios atuaram na alteração tanto da DBO₅ (Figura 29) como da DQO (Figura 31) do efluente.

Em termos de redução de cargas, a fossa séptica e os canteiros de arroz foram responsáveis pela redução em média de 25% e 60%, respectivamente, de ambos os parâmetros. O canal de aguapés não atuou significativamente nestas reduções. Estes resultados sugerem que a carga orgânica medida como DBO₅ e DQO foi provavelmente reduzida na fossa séptica por sedimentação e nos canteiros por acumulação nos solos seguida de processos de mineralização. Meuleman et al. (2003) analisaram um sistema vertical, com taxa de aplicação de 7,5 L.m⁻².dia⁻¹, e as remoções de carga verificadas para DBO₅ e DQO foram 96 e 81%, respectivamente.

De forma diferente dos demais estudos em áreas alagadas construídas, esta pesquisa utilizou-se de medidas diretas das frações de carbono. Com isso foi possível caracterizar a dinâmica destas frações, em termos de cargas, ao longo dos

estágios operacionais do sistema (Figura 33 e Tabelas 3), assim como estabelecer o seu balanço de massa (Tabela 11).

A quantia total de CID que entrou no sistema (2016 kg) foi acrescida na fossa séptica em 17% no primeiro período (agosto/01 a novembro/01) e em 15% no segundo período (dezembro/01 a julho/02). No balanço de massa (Tabela 11), a carga de CID acrescida na fossa séptica (316 kg) foi equivalente a quantia de COD (362 kg) retida neste local. Esse fato sugere que a carga de COD foi decomposta por processos anaeróbios, como reações de fermentação e redução do sulfato, dando origem à dióxidos de carbono, carbonatos e bicarbonatos (Cardoso et al., 1992 e Kadlec e Knight, 1996).

Os canteiros de arroz foram responsáveis pelo decréscimo de 55 a 60% (1º e 2º período) do total de CID aportado no sistema e este decréscimo foi consequência, em sua maior parte, pela perda de CO₂ para a atmosfera como sugere a Figura 40. Algum CID pode ter sido precipitado quimicamente, afinal uma variedade de cátions podem precipitar carbonatos sob certas condições (Kadlec e Knight, 1996). No 2º período, uma pequena fração de 3% foi perdida no canal de aguapés, podendo ter ocorrido pela utilização de CO₂ no processo fotossintético de algas ou por perdas gasosas (Burgoon et al., 1995).

O aporte de COD no sistema (824 kg) foi diminuído em torno de 43% na fossa séptica, em ambos os períodos. Isso demonstrou a rápida utilização dos compostos orgânicos dissolvidos pela microbiota presente (Cardoso et al., 1992). Nos canteiros de arroz as frações removidas variaram de 24% no 1º período a 43% no segundo período. Da mesma forma que na fossa séptica, os compostos foram rapidamente metabolizados, sendo que no 2º período a remoção foi maior provavelmente pela maior diversidade de microrganismos instalada com o passar do tempo. No canal com aguapés houve um aumento de COD de 26% em relação ao total aportado no sistema. Nesse local, a provável presença de algas propiciou maior oxigenação do ambiente (Figura 24) e com isso a decomposição do material orgânico particulado foi favorecida.

O comportamento do CPT (carga de 4967 kg) nos estágios do sistemas foi similar em ambos os períodos. As reduções observadas na fossa séptica (26 a 29%) e nos canteiros de arroz (61 a 65%) foram decorrentes, respectivamente, de processos de

sedimentação na fossa séptica e filtragem mecânica nos canteiros. A remoção de 5% no canal com aguapés provavelmente se deu por deposição no solo (Burgoon et al., 1995).

No balanço de massa de C (Tabela 11) verificou-se que a eficiência do sistema em remover cargas de C ficou em torno de 84%, ou seja, do total de C que entrou no sistema via efluente somado ao pré existente no solo (11018 kg), 9306 kg foram retidos e/ou removidos. A fossa séptica reteve 16% e o substrato dos canteiros e canal retiveram 48% desse total. A diferença encontrada no balanço de massa, $\Delta_{(E-S)} = 1987$ kg (18%), pode ser atribuída principalmente às perdas gasosas (CO_2 e CH_4) e ao acúmulo de C no substrato, abaixo dos 20 cm amostrados.

Da mesma forma que as frações de C foram analisadas, as frações de N foram avaliadas. O comportamento dessas frações, em termos de cargas, ao longo dos estágios operacionais do sistema, foram discutidos em termos de remoções (Figura 35, Tabela 4) e balanço de massa (Tabela 12).

A carga de N-NH_4^+ que entrou no sistema (445 kg), no primeiro período, foi 12% removida pela fossa séptica e 52% pelos canteiros de arroz. Já no 2º período, a carga de 726 kg de N-NH_4^+ foi acrescida em 22% pela fossa séptica, e diminuída em 76% pelos canteiros com arroz e 12% pelo canal com aguapés.

O acréscimo de N-NH_4^+ pela fossa séptica, no segundo período, pode ser atribuída à mineralização de compostos orgânicos nitrogenados solúveis. As perdas de N-NH_4^+ ocorridas no sistema, em ambos os períodos, podem ser atribuídas à nitrificação seguida de denitrificação, imobilização pela microbiota, adsorção ao solo e absorção pelas plantas (Reddy e D'Angelo, 1997).

O nitrato, observado em baixas concentrações no efluente bruto (carga média anual 7 kg), foi perdido na fossa séptica e canteiros provavelmente pela denitrificação, processo favorecido pelas baixas concentrações de O_2 . O acréscimo observado no canal de aguapés, por sua vez, pode ter ocorrido pela nitrificação do NH_4^+ , já que o canal apresentou uma maior mediana anual na concentração de OD em relação aos canteiros e fossa séptica.

Com relação à pequena quantidade de nitrato identificada no sistema, esse fato pode ser explicado pela rapidez com que ao serem formados, esses elementos são

rapidamente utilizados como aceptores de elétrons em ambiente anaeróbios ou por não terem sido formados em virtude da insuficiente oxigenação no meio.

Os sistemas verticais foram idealizados para promoverem a oxigenação do substrato nos períodos em que o efluente é drenado dos canteiros, e com isso favorecer os processos de decomposição aeróbia e nitrificação (Platzer, 2000). Contudo, por motivos construtivos e operacionais, o sistema avaliado não apresentou essa dinâmica. Durante o revezamento de canteiros, o canteiro que deveria permanecer totalmente drenado manteve-se com o substrato saturado.

No caso de não ter havido a formação de nitrato, as vias de perda do amônio tornam-se questionáveis, principalmente pelo fato da concentração mediana anual de amônio no efluente após os canteiros de arroz ter sido a mesma no efluente inicial. A possibilidade de que parte do amônio removido pelo sistema tenha ocorrido por adsorção ao substrato, facilitada pela perda de efluente por infiltração, dever ser fortemente considerada.

As cargas de NPT aplicadas no sistema, 145 kg no primeiro período e 348 kg no segundo período, foram removidas tanto na fossa séptica, como nos canteiros e canal, atingindo uma remoção média anual de 84%. A provável causa desta retenção pode ser a deposição no substrato seguida de quebra e solubilização. Como não se avaliou o nitrogênio orgânico dissolvido (NOD), não foi possível quantificar evolução do NPT a NOD.

No balanço de massa de N (Tabela 12) verificou-se que a eficiência do sistema em remover cargas de nitrogênio ficou em torno de 75%, ou seja, do N contabilizado que entrou no sistema (1940 kg), 1456 kg foram retidos e/ou removidos. A fossa séptica reteve 4%, o substrato dos canteiros e canal retiveram 25% e as plantas (arroz e aguapé) exportaram ou imobilizaram 11% desse total. A diferença encontrada no balanço de massa, $\Delta_{(E-S)} = 673$ kg (35%), pode ser atribuída principalmente às perdas gasosas (N_2 e NO_x), ao acúmulos de N em sub superfície e possíveis acréscimos nas quantias de NOD no sistema.

Em sistemas alagados construídos para o tratamento de esgoto, são considerados como mecanismos de remoção sustentável de N, a denitrificação e a

absorção pelas plantas, sendo que a biomassa vegetal deve ser cuidadosamente manejada, ou seja, removida antes que passe a contribuir com o aporte de carga orgânica e nutrientes (Brix, 1993).

O aguapé é considerado uma das plantas mais produtivas encontradas em nosso meio, sendo reportadas taxas de crescimento médias de 38 g de MS.m².dia⁻¹ nos meses mais quentes da Flórida (Reddy e De Busk, 1987) e 42 g de MS.m².dia⁻¹ no sudeste brasileiro (Salati Filho et al., 2000) crescendo em ambientes saturados de nutrientes. A taxa de aumento da biomassa de aguapé obtida neste trabalho, 7,8 a 16 g de MS.m².dia⁻¹, apresentou-se aquém da observada na literatura.

Utilizando uma taxa de crescimento no valor de 40 g de MS.m².dia⁻¹, conteúdos de N e P absorvidos de 33 e 7,6 mg.g⁻¹ de MS de aguapé (Tabela 9) e supondo que o aguapé fosse mantido no canal deste estudo a uma densidade constante inicial de 500 g de MS.m⁻² e densidade final de 2000 g de MS.m⁻², a cada manejo seriam removidos 74 kg de N e 17 kg de P, permanecendo imobilizados 25 kg de N e 6 kg de P. Ao final de um ano, após 7 manejos, a exportação pelo aguapé seria de 16 toneladas de MS (211 toneladas de MF), 518 kg de N e 119 kg de P.

No caso deste estudo, a participação do aguapé na remoção de N e P teria sido de 27% e 20%, respectivamente.

Além da avaliação das frações de C e N, as frações de P também foram monitoradas. O comportamento dessas frações, em termos de cargas, ao longo dos estágios operacionais do sistema, foram discutidos em termos de remoções (Figura 38, Tabela 5) e balanço de massa (Tabela 13).

A carga total de PID que entrou no sistema (260 kg) foi removida tanto na fossa séptica (3 a 7%) como nos canteiros de arroz (82 a 85%). A remoção na fossa séptica pode ser atribuída à imobilização pelos microrganismos como pela precipitação por minerais de cálcio. É procedimento comum dos órgãos de saneamento colocar gesso ou calcáreo na entrada de fossas sépticas. Nos canteiros, o provável destino do PID foi a adsorção por minerais de argila e absorção pelas plantas (Tanner et al., 1999).

A pequena liberação de PID observada no canal (2%) foi provavelmente consequência da hidrólise enzimática de restos orgânicos depositados (Reddy e

D'Angelo, 1997).

A carga de POD também foi reduzida na fossa séptica (31% no 1º período e 5% no 2º período) e nos canteiros (57% no 1º período e 25% no 2º período). A mais provável possibilidade de decréscimo de POD em sistemas alagados é a imobilização pela microbiota, algas e invertebrados. O acréscimo observado no canal com aguapés (75%) provavelmente se deu devido à processos de decomposição do material orgânico depositado (Reddy e D'Angelo, 1997).

As cargas de PPT aplicadas no sistema, 19 kg no primeiro período e 46 kg no segundo período, foram removidas tanto na fossa séptica, como nos canteiros e canal, atingindo uma remoção média anual de 78%. A provável causa desta retenção pode ser a deposição no substrato seguida de quebra e solubilização. Essa afirmativa pode ser confirmada pela acréscimo de POD no canal com aguapés.

No balanço de massa de P (Tabela 13) a eficiência do sistema em remover cargas de P ficou em torno de 86%, ou seja, do total de P que entrou no sistema (620 kg), 538 kg foram retidos e/ou removidos. A fossa séptica reteve 5%, o substrato dos canteiros e canal retiveram 54% e as plantas (arroz e aguapé) exportaram ou imobilizaram 7% desse total. A diferença encontrada no balanço de massa, $\Delta_{(E-S)} = 127$ kg (20%), pode ser atribuída principalmente ao acúmulo de P em forma de compostos orgânicos refratários ou adsorvido ao substrato abaixo dos 20 cm amostrados.

Em sistemas alagados de tratamento o principal mecanismo de retenção de fósforo é a adsorção de P pelo substrato. Solo como substrato, por conter minerais de argila e Fe, é reconhecido pela sua maior capacidade de armazenamento em comparação a outros tipos de substrato (i.e., areia, cascalho). Essa capacidade, contudo, é limitada a longo prazo (Tanner et al., 1999). A absorção de P pelas plantas, é considerado o único mecanismo de remoção sustentável de P em sistema de áreas alagadas construídas desde que haja a remoção das mesmas (De Busk et al., 1983).

Segundo Brix et al. (2001) em áreas alagadas de fluxo vertical, o melhor substrato a ser escolhido, quanto à maior capacidade de adsorção de P e menor risco de colmatção, são as areias ou cascalhos misturados com calcita.

7 CONCLUSÕES

Após um ano de monitoramento da ETE-Terras do Engenho, tendo-se avaliado o desempenho do sistema e realizado o balanço de massa de nutrientes, concluiu-se que o sistema foi eficiente na remoção da carga orgânica e nutrientes mas que contudo, essa remoção não se sustentará à longo prazo.

O sistema apresentou como desempenho no tratamento do esgoto as seguintes taxas anuais de remoção de carga orgânica e nutrientes: 81% para MP, 89% para DBO₅, 86% para DQO, 76% para CT, 70% para NID+NPT e 80% para PT.

Quanto a qualidade do efluente final, ou seja, as alterações propiciadas pelo sistema nas concentrações finais de carga orgânica e de nutrientes, encontrou-se os seguintes decréscimos medianos anuais: 60% para MP, 77% para DBO₅, 76% para DQO, 51% para CT, 45% para NID+NPT e 60% para PT.

No balanço de massa de C e P constatou-se que o compartimento solo foi o maior retentor desses nutrientes. Já no balanço de massa de N, os prováveis maiores reservatórios de N foram a atmosfera e o solo.

Entretanto, mesmo diante dos resultados de despoluição favoráveis, com a experiência prática e o conhecimento científico adquiridos, concluiu-se que a capacidade do sistema em tratar o esgoto a longo prazo passará a ser limitada pela deficiência na oxigenação do efluente e substrato e pela colmatção do substrato (Rustige e Platzer, 2001).

Como consequência de erros de construção, ou seja, as bases dos canteiros do sistema estudado foram dispostas praticamente no mesmo nível que a base do canal e com isso, os canteiros que deveriam estar em pousio permaneceram sempre saturados. Além disso, a alta taxa de aplicação, cerca de 2,5 a 12,5 vezes maior do que a

recomendada (Cooper, 1998 e Platzer e Mauch, 1997), associada à colmatação do solo, gerou uma altura de lâmina d'água nos canteiros acima de 20 cm, outro fator favorável à ocorrência de processos exclusivamente anaeróbios.

O início da colmatação, dos tubos de drenagem e do solo, foi observada após 4 meses do início operacional do sistema. Esse processo provavelmente passou a ocorrer em função da alta taxa de aplicação, da ineficiência de remoção de material particulado pela fossa séptica e pela escolha de um substrato de menor condutividade hidráulica que os propostos pela literatura (Brix et al., 2001).

Com relação ao manejo dos canteiros de arroz, deve-se ressaltar os aspectos sanitários, relacionados com as operações de plantio e colheita. O arroz não é uma planta perene, exigindo portanto que seja removida após a sua produção e que um novo cultivo seja realizado. Pelo fato do esgoto possuir muitos organismos em suspensão, torna o ambiente insalubre para os operários encarregados de efetuar as tarefas de cultivo, exigindo todos os equipamentos de segurança necessários.

O canal com aguapés, por sua vez, projetado como tratamento terciário, deveria melhorar o desempenho do sistema na remoção de nutrientes, contudo sua participação se resumiu na remoção de 1% de CT e 10% de NID+NPT.

De acordo com as recomendações de Brix (1993), o canal foi dimensionado corretamente, contudo, o desempenho insatisfatório do canal esteve relacionado com o manejo do aguapé. O ideal teria sido a manutenção da população de aguapés em uma densidade controlada, mantendo áreas livres para a oxigenação do efluente. Desta forma, processos de nitrificação e denitrificação seriam favorecidos. Além disso, a remoção de aguapés com frequência, impediria o acréscimo de matéria orgânica através plantas mortas e estimularia a exportação de N e P.

Como a produtividade do aguapé é muito elevada, o manejo da biomassa torna-se um problema, desde que não tenha-se incluído no projeto inicial a forma de remoção e o destino final deste material. Atualmente, em muitos países, já existem tecnologias desenvolvidas para a utilização do aguapé. As plantas podem ser utilizadas na alimentação animal, como compostagem para adubação, na produção de energia (metano), na fabricação de móveis, entre outros destinos.

Por outro lado, sistemas com aguapés permitem condições que podem resultar, eventualmente, na proliferação de pernilongos. Existem experiências bem sucedidas no controle desse problema utilizando peixes larvófagos e controle hidráulico do sistema evitando locais de águas paradas (Hauser, 1984).

Assim sendo, desde que um sistema de áreas alagadas construídas seja bem projetado, construído, manejado e tendo-se provado a sua viabilidade econômica, pode-se recomendar essa tecnologia de tratamento para pequenas comunidades rurais e urbanas e também como polimento final de sistemas de tratamento convencionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA; AWWA; WEF, 1992.
- ARMSTRONG, W.; ARMSTRONG, J.; BECKETT, P.M. Measurement and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. In: COOPER, P.F.; FINDLATER, B.C. (Ed.) **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Oxford: Pergamon Press, 1990. p.41-52.
- BALLESTER, M.V.; MARTINELLI, L.A.; KRUSHE, A.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.; CAMARGO, P.B. Effects of increasing organic matter loading on the dissolved O₂, free dissolved CO₂ and respiration rates in the Piracicaba river basin, southeast Brazil. **Water Research**, v.33, n.9, p.2119-2129, 1999.
- BRIX, H.; SCHIERUP, H.-H. The use of aquatic macrophytes in water pollution control. **Ambio**, v.18, p.100-107. 1989.
- BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Water Research**, v.24, p.259-266, 1990.
- BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: MOSHIRI G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. p.9-22.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.29, n.4, p.71-78, 1994a.

- BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. **Water Science and Technology**, v.30, n.8, p.209-223, 1994b.
- BRIX H.; ARIAS, C.A.; DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.44, n.11-12, p.47-54, 2001.
- BURGOON, P.S.; REDDY, K.R.; DE BUSK, T.A. Performance of sub-surface flow in wetlands. **Water Environmental Research**, v.67, p.855-862, 1995.
- CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360p.
- COOPER, P.F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Medmenham: WRC Publications, 1996. 206p.
- COOPER, P. A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., Águas de São Pedro, 1998. **Proceedings**. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p.229-242.
- COWARDIN, L.M.; CARTER, F.C.; LAROE E.T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Washington: US Fish and Wildlife Service Publications, 1979. 103p.
- DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLASTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air; and Soil Pollution**, v.136, p.189-206, 2002.
- DE BUSK, T.A.; WILLIAMS. L.D.; RYTHER, J.H. Removal of nitrogen and phosphorus from waste water waterhyacinth-based treatment systems. **Journal of Environmental Quality**, v.12, n.2, p.257-266, 1983.

- DE BUSK, T.A.; REDDY, K.R. Wastewater treatment using floating aquatic macrophytes: removal processes and management strategies. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Ed.) **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Orlando: Magnolia Publishers Inc., 1987. 1032p.
- ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência (FINEP), 1988. 542p.
- ELIAS, J.M.; SALATI FILHO, E.; SALATI, ENEIDA. Performance of constructed wetland system for public water supply. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.3, p.1539-1544.
- FARAHBAKHSHAZAD, N.; MORRISON, G.M. Subsurface macrophyte systems in wastewater treatment. **Vatten**, v.54, p.41-51, 1998.
- GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., Águas de São Pedro, 1998. **Proceedings**. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p.54-71.
- GOOD, B.J.; PATRICK JUNIOR, W.H. Root – Water – Sediment interface processes. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Ed.) **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Orlando: Magnolia Publishers Inc., 1987. p.359-371.
- GUI, P.; XU, K.; MIZUOCHI, M.; INAMORI, R.; TAI, P.; SUN, T.; INAMORI, Y. The emissions of greenhouse gases from constructed wetland for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.1, p.277-286.
- HAMMER, D.A. **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural**. Chelsea: Lewis Publishers, 1989. 530p.
- HAUSER, J.R. Use of water hyacinth aquatic treatment systems for ammonia control and effluent polishing. **Journal WPCF**, v.56, n.3, p.219-226, 1984

- HUNT, P.G.; POACH, M.E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.1, p.29-36.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. 706p.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893p.
- KADLEC, R.H. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., Águas de São Pedro, 1998. **Proceedings**. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p.42-53.
- KHALIL, M.A.K.; RASMUSSEN, R.A.; SHEARER, M.J.; DALLUGE, R.W.; REN, L.X.; DUAN, C.-L. Measurement of methane emissions from rice fields in China. **Journal of Geophysical Research**, v.103, n.d19, p.25,181-25,210, 1998.
- KRUSCHE, A.V.; CARVALHO, F.D.; MORAES, J.M.; CAMARGO, P.B.; BALLASTER, M.V.R.; HORNIK, S.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L. Spatial and temporal water quality variability in the Piracicaba river basin, Brazil. **Journal of the American Water Resources Association**, v.33, n.5, p.1117-1123, 1997.
- LABER, J.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LANGERGRABER, G. Influence of substrate clogging on the treatment capacity of a vertical-flow constructed wetland system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.2, p.937-946.
- LARA, L.B.L.S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; KRUSHE, A.; AYRES, G.P.; FERRAZ, E.S.B.; BALLESTER, M.V. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba river basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, v.35, p.4937-4945, 2001.

- MANFRINATO, E.S. Avaliação do método edafo-fitopedológico para o tratamento preliminar de águas. Piracicaba, 1989. 131p. Dissertação (Mestre) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- MARTINELLI, L.A.; SILVA, A.M.; CAMARGO, P.B.; MORETTI, L.R.; TOMAZELLI, A.C.; SILVA, D.M.L.; FISHER, E.G.; SONODA, K.C.; SALOMÃO, M.S.M.B. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo. **Biotaneotrópica**, v.2, n.2, p.1-18, 2002.
- MEULEMAN, A.F.M.; LOGTESTIJN, R. VAN; RIJS, G.B.J.; VERHOEVEN, J.T.A. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, n.20, p.31-44. 2003.
- MOSHIRI, G.A. Potentials for uses of treatment wetlands in South America applicability water pollution problems in Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., Águas de São Pedro, 1998. **Proceedings**. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p.28-35.
- MILDE, L.C.E. O regime pluviométrico da bacia do Corumbataí. In: FERRAZ, E.S.B.; MARTINELLI, L.A.; VICTÓRIA, R.L. (Coord.) **Coletânea do notícias PiraCena: a bacia do rio Piracicaba**. Piracicaba: C.N. Editoria, 2001. p.37-40.
- MITSCHE, W.J.; GOSSELINK, J.G. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold Company,. 1986. 539 p.
- NERALLA, S.; WEAVER, R.W.; LESIKAR, B.J.; PERSYN, R.A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v.75, p.19-25, 2000.
- NOGUEIRA, S.F.; MERLI, G.L.; SALATI FILHO, E.; ELIAS J.M. Evaluation of sewage treatment system on constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.3, p.1220.

- PEREIRA, A.R.; SENTELHAS, P.C. A maior estiagem do século? In: FERRAZ, E.S.B.; MARTINELLI, L.A.; VICTÓRIA, R.L. (Coord.) **Coletânea do notícias PiraCena: a bacia do rio Piracicaba**. Piracicaba: C.N. Editoria, 2001. p.34-36.
- PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical-flow reed beds – Mechanisms, parameters, consequences and solutions. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.175-181, 1997.
- PLATZER, C. Design recommendations on sub-surface flow wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science And Technology**, v.40, n.3, p.257-263, 1999.
- PLATZER, C. Development of reed bed systems – a European perspective. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.1, p.23-27.
- REDDY, K.R.; DE BUSK, W.F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce, and pennywort. **Economic Botany**, v.38, n.2, p.229-239, 1984.
- REDDY, K.R.; D'ÁNGELO, E.M.; DE BUSK, T.A. Oxygen Transport Through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. **Journal of Environmental Quality**, v.19, p.261-267, 1990.
- REDDY, K.R.; D'ÁNGELO, E.M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.1-10, 1997.
- RICHEY, J.E.; DEVOL, A.H.; WOFSY, S.C.; VICTORIA, R.; RIBEIRO, M.N.G. Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in Amazon River and floodplain waters. **Limnology and Oceanography**, v.33, p.551-561, 1988.
- RUSTIGE, H.; PLATZER, C. Nutrient removal in subsurface flow constructed wetlands for application in sensitive regions. **Water Science and Technology**, v.44, n.11-12, p.149-155, 2001.
- SALATI, E. Edaphic-phytodepuration: a new approach to wastewater treatment. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Ed.) **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Orlando: Magnolia Publishers Inc., 1987. p.199-208.

- SALATI FILHO, E.; MANFRINATO, E.S.; SALATI, E. Secondary and tertiary treatment of urban sewage utilizing the HDS system with up flow transport. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 5., Vienna, 1996. **Proceedings**. Vienna: IAWA, 1996. v.1, p.6/3-1-6/3-6.
- SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de *wetlands* construídas**. Brasília: CNPq, 1998. (Relatório).
- SALATI FILHO, E.; SALATI ENEIDA; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p.19-25, 1999.
- SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E.; TAUKE-TORNISIELO, S.M.; BREGA, D.F.; BOMBONATO, C.J. Use of HDS system (hydric depuration with soils) associated to other constructed wetlands techniques for public water supply. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p.203-210, 1999.
- SALATI, E.; LEMOS, H.M.; SALATI, E. Água e o desenvolvimento sustentável. In: INSTITUTO DE ESTUDOS AVANÇADOS. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: USP; ABC, 1999. p.39-64.
- SALATI FILHO, E.; MARCONDES, D.S.; ELIAS, J.M.; NOGUEIRA, S.F. Assessment of the efficiency of constructed wetland system – pilot plant – for tertiary treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., Lake Buena Vista, 2000. **Proceedings**. Lake Buena Vista: IFAS, IWA, 2000. v.2, p.971-979.
- SCHIERUP, H.-H.; BRIX, H.; LORENZEN, B. Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark – state of the art. In: COOPER, P.F.; FINDLATER, B.C. (Ed.) **Constructed wetlands in water pollution control**. Oxford: Pergamon Press, 1990. p.495-504.
- SHUTES, R.B.E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environmental International**, v.26, p.441-447, 2001.
- SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v.100, p.179-196, 1999.

- STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry. Chemical equilibrium and rates in natural waters**. New York: John Wiley & Sons, 1996. p.1021.
- SKIRROW, G. The dissolved gases-carbon dioxide. In: RILEY, J.P. e SKIRROW, G. (Ed.) **Chemical Oceanography**. New York: Academic, 1975. p.1-192.
- TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p.147-154, 1999.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. **Marine Chemistry**, v.10, p.109-115, 1981.
- VERHOEVEN, J.T.A.; MEULEMAN, A.F.M. Wetlands for wastewater treatments: opportunities and limitations. **Ecological Engineering**, v.12, n.1-2, p.5-12, 1999.
- VYMAZAL, J. Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., Águas de São Pedro, 1998. **Proceedings**. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 1998. p.150-166.
- WOLVERTON, B.C.; MCDONALD, R.C. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. **Economic Botany**, v.33, n.1, p.1-10, 1979.
- WOLVERTON, B.C. Aquatic plants for wastewater treatment: an overview. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Ed.) **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Orlando: Magnolia Publishers Inc., 1987. 1032p.
- WOLVERTON, B.C. Aquatic plant/microbial filters for treating septic tank effluent. In: HAMMER, D.A. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural**. Chelsea: Lewis Publishers, 1989. p.173-182.

APÊNDICE

Tabelas 14 a 33

Tabela 14. Médias diárias das vazões nos pontos de coleta P1, P3 e P4, medianas das temperaturas para os períodos S1, U1 e S2, média do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.

Datas de Coleta	P1	P 3 vazão (L.s ⁻¹)	P4
07/08/01	1,5	1,0	
08/08/01	1,2	0,8	
13/09/01	1,6	0,8	
27/09/01	1,8	0,7	
Mediana S1	1,6	0,8	
11/10/01	1,5	0,6	
25/10/01	1,3	0,6	
08/11/01	1,1	0,5	
22/11/01	1,5	0,8	
07/12/01	1,7	0,8	0,7
27/12/01	1,6	0,6	1,2
10/01/02	1,8	0,7	1,1
30/01/02	1,3	0,6	1,1
19/02/02	1,6	0,5	0,1
20/02/02	1,6	0,8	0,3
06/03/02	3,5	1,3	1,3
20/03/02	2,1	0,8	2,0
Mediana U1	1,6	0,6	1,1
10/04/02	2,1	0,8	0,4
30/04/02	2,6	0,8	1,5
24/05/02	2,7	1,0	1,0
02/07/02	1,8	0,8	0,9
Mediana S2	2,3	0,8	0,9
Média do período	1,8	0,8	1,0

Tabela 15. Valores diários das temperaturas no efluente nos pontos de coleta P1, P2, P3 e P4, mediana do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.

Datas de Coleta	P 1	P 2	P 3	P 4
	Temperatura (°C)			
07/08/01	21,0	21,1	19,9	
08/08/01	20,7	20,9	19,9	
13/09/01	24,0	24,3	23,2	
27/09/01	23,7	23,7	23,2	
11/10/01	25,0	24,8	24,8	
25/10/01	25,0	25,0	23,6	
08/11/01	26,0	26,5	25,9	
22/11/01	27,2	27,3	25,5	
07/12/01	27,0	26,9	25,2	27,7
27/12/01	26,5	26,6	24,7	24,9
10/01/02	25,8	25,7	24,7	23,7
30/01/02	26,4	26,4	27,4	25,2
19/02/02	25,5	25,8	24,8	23,4
20/02/02	25,4	25,7	24,5	22,4
06/03/02	26,8	26,9	25,5	24,4
20/03/02	23,0	23,1	22,0	21,2
10/04/02	26,1	25,9	24,4	25,3
30/04/02	26,3	26,5	24,6	26,0
24/05/02	22,1	22,0	19,6	19,3
02/07/02	22,1	22,1	19,5	18,9
Mediana do período	25,5	25,7	24,6	24,0
Intervalo	20,9	19,5	18,9	18,88
de dados	27,3	27,4	27,7	27,72

Tabela 16. Valores diários de pH no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema de área alagada construída, mediana do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.

Datas de Coleta	P 1	P 2	P 3	P4
	pH			
07/08/01	7,3	6,7	6,7	
08/08/01	7,4	6,6	6,7	
13/09/01	7,1	6,5	6,6	
27/09/01	7,1	6,6	6,7	
11/10/01	7,0	6,6	6,6	
25/10/01	7,4	6,9	7,0	
08/11/01	7,0	6,6	6,7	
22/11/01	7,2	6,9	7,0	
07/12/01	6,9	6,5	6,7	8,6
27/12/01	6,8	6,5	6,7	6,7
10/01/02	7,2	6,9	6,9	6,7
30/01/02	6,9	6,5	6,7	6,3
19/02/02	7,0	6,5	6,6	6,4
20/02/02	6,9	6,4	6,6	6,3
06/03/02	6,8	6,5	6,6	6,4
20/03/02	6,8	6,6	6,7	6,5
10/04/02	7,2	6,9	7,1	6,9
30/04/02	6,8	6,5	6,7	7,2
24/05/02	7,3	7,1	7,1	7,1
02/07/02	7,5	7,1	7,2	7,1
Mediana	7,0	6,6	6,7	6,7
Intervalo	6,8	6,4	6,6	6,3
de dados	7,5	7,1	7,2	8,6

Tabela 17. Valores diários de condutividade no efluente, coletados nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema, acréscimos ou decréscimos de condutividade em cada estágio do sistema e no sistema, mediana do período (agosto/01 a julho/02) e intervalo de dados.

Datas de coleta	P1	P2	P3	P4	Sistema %
	$\mu\text{S.cm}^{-1}$				
07/08/01	659	735	661		0
08/08/01	728	718	647		-11
13/09/01	723	778	798		9
27/09/01	501	513	528		5
11/10/01	730	687	641		-12
25/10/01	644	776	743		13
08/11/01	782	759	755		-3
22/11/01	748	799	748		0
07/12/01	672	735	723	452	-33
27/12/01	647	759	722	489	-25
10/01/02	623	459	392	380	-39
30/01/02	644	491	463	261	-60
19/02/02	620	665	635	323	-48
20/02/02	562	649	648	313	-44
06/03/02	633	608	735	580	-8
20/03/02	644	709	801	621	-4
10/04/02	660	684	637	460	-30
30/04/02	562	628	669	634	11
24/05/02	688	684	530	527	-23
02/07/02	531	554	572	542	2
Mediana	646	685	654	474	-10
Variação de dados	501	459	661	261	-60
	782	799	801	634	13

Tabela 18. Concentrações de OD no efluente nos pontos de coleta do sistema de área alagada construída, acréscimos ou decréscimos de OD no sistema, quantidades de OD aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	O₂.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	1,7	0,2	1,5		-11	0,2	0,0	0,1		-44
08/08/01	2,5	0,3	1,3		-46	0,3	0,0	0,1		-62
13/09/01	2,3	0,5	1,7		-28	0,3	0,1	0,1		-65
27/09/01	1,3	0,2	1,6		14	0,2	0,0	0,1		-55
11/10/01	3,6	0,2	1,5		-59	0,5	0,0	0,1		-84
25/10/01	2,3	0,3	1,1		-53	0,3	0,0	0,1		-79
08/11/01	1,2	0,3	1,2		-1	0,1	0,0	0,1		-57
22/11/01	2,5	1,8	1,6		-34	0,3	0,2	0,1		-66
07/12/01	1,4	0,7	1,2	11,9	89	0,2	0,1	0,1	0,8	74
27/12/01	1,3	0,2	1,3	2,1	38	0,2	0,0	0,1	0,2	19
10/01/02	4,1	1,0	1,5	1,0	-75	0,6	0,2	0,1	0,1	-85
30/01/02	3,3	0,6	1,4	0,9	-71	0,4	0,1	0,1	0,1	-76
19/02/02	1,2	0,8	1,7	2,4	52	0,2	0,1	0,1	0,0	-88
20/02/02	2,2	0,4	1,3	1,6	-27	0,3	0,0	0,1	0,0	-86
06/03/02	2,5	1,2	0,4	1,3	-46	0,7	0,3	0,1	0,2	-80
20/03/02	0,7	0,3	0,6	1,3	43	0,1	0,1	0,0	0,2	41
10/04/02	0,5	0,2	0,4	2,4	81	0,1	0,0	0,0	0,1	-11
30/04/02	2,1	0,3	1,5	8,3	75	0,5	0,1	0,1	1,1	57
24/05/02	4,2	1,4	0,6	2,7	-35	1,0	0,3	0,1	0,2	-76
02/07/02	3,6	0,4	1,1	1,8	-50	0,6	0,1	0,1	0,1	-75
Mediana	2,3	0,3	1,3	1,9	-27	0,3	0,1	0,1	0,3	-65
Intervalo de dados	0,5	0,2	0,4	0,9	-75	0,1	0,0	0,0	0,0	-88
	4,2	1,8	1,7	11,9	89	1,0	0,3	0,1	1,1	74

Tabela 19. Concentrações de material particulado > 0,65 µm no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos no sistema, quantidades aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	MP.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	156	171	48		-69	20,7	22,7	4,0		-80
08/08/01	185	187	72		-61	18,3	18,5	5,0		-73
13/09/01	234	263	65		-72	31,5	35,6	4,3		-86
27/09/01	285	250	156		-83	43,0	37,7	9,2		-79
11/10/01	179	245	93		-48	23,7	32,5	4,9		-79
25/10/01	277	173	154		-44	30,7	19,2	7,5		-76
08/11/01	282	119	88		-69	27,7	11,6	3,7		-87
22/11/01	169	115	73		-57	21,5	14,7	4,9		-77
07/12/01	203	174	107	144	-29	29,5	25,3	6,9	9,2	-69
27/12/01	119	130	73	49	-59	16,1	17,6	3,7	5,1	-68
10/01/02	160	132	92	76	-52	24,7	20,4	5,3	7,0	-72
30/01/02	194	133	64	16	-92	21,7	14,9	3,2	1,6	-93
19/02/02	140	189	8	3	-98	19,6	26,5	0,3	0,0	-100
20/02/02	129	107	11	4	-97	17,8	14,7	0,7	0,1	-99
06/03/02	129	149	81	56	-57	38,5	44,6	9,2	6,3	-84
20/03/02	188	157	60	38	-80	34,2	28,4	4,3	6,6	-81
10/04/02	206	173	97	83	-60	37,1	31,1	6,5	2,5	-93
30/04/02	150	127	130	65	-57	33,2	28,2	9,4	8,4	-75
24/05/02	165	117	63	35	-79	38,0	26,9	5,2	2,9	-92
02/07/02	224	184	108	114	-49	35,1	28,9	7,0	9,0	-74
Mediana	182	164	77	52	-60	28,6	25,9	5,0	5,7	-80
Intervalo										
de	119	107	8	3	-98	16,1	11,6	0,3	0,0	-100
dados	285	263	156	144	-29	43,0	44,5	9,4	9,2	-68

Tabela 20. Demandas bioquímicas de oxigênio (DBO₅) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de DBO₅ no sistema, quantidades de DBO₅ aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	DBO₅.dia⁻¹ (kg)				%
08/08/01	325	257	141		-57	32,2	25,4	9,8		-69
13/09/01	329	303	69		-79	44,4	40,9	4,6		-90
27/09/01	411	327	118		-71	62,0	49,3	6,9		-89
11/10/01	212	257	72		-66	28,1	34,0	3,8		-86
08/11/01	345	272	81		-77	33,8	26,7	3,4		-90
22/11/01	381	212	76		-80	48,5	27,0	5,1		-90
07/12/01	397	301	113	188	-72	57,7	43,7	7,3	12,0	-79
27/12/01	385	251	30	69	-92	52,2	34,0	1,5	7,2	-86
10/01/02	289	97	32	41	-89	44,5	14,9	1,9	3,7	-92
30/01/02	161	83	39	28	-76	18,0	9,3	2,0	2,7	-85
19/02/02	305	205	41	26	-87	42,9	28,8	1,7	0,2	-99
20/02/02	356	277	131	61	-63	49,2	38,2	8,4	1,6	-97
06/03/02	339	257	98	33	-71	101,2	76,8	11,1	3,7	-96
20/03/02	312	286	87	21	-72	56,7	52,0	6,2	3,7	-94
10/04/02	378	128	61	49	-84	67,9	23,0	4,1	1,5	-98
30/04/02	372	201	58	40	-84	82,5	44,6	4,2	5,2	-94
24/05/02	415	289	93	51	-78	95,5	66,5	7,7	4,3	-96
02/07/02	407	306	87	49	-79	63,8	48,0	5,6	3,9	-94
Mediana	351	257	79	45	-77	50,7	36,1	4,8	3,7	-91
Intervalo										
de	161	83	30	21	-92	18,0	9,3	1,5	0,2	-99
dados	415	327	141	188	-57	101,2	76,8	11,1	12,0	-69

Tabela 21. Demandas químicas de oxigênio (DQO) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de DQO no sistema, quantidades de DQO aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/ 02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	DQO.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	733	941	304		-59	97,4	125,0	25,6		-74
08/08/01	476	647	289		-39	47,1	64,0	20,1		-57
13/09/01	635	532	248		-61	85,8	71,8	16,4		-81
27/09/01	668	476	213		-68	100,8	71,8	12,5		-88
11/10/01	541	397	163		-70	71,6	52,5	8,7		-88
25/10/01	602	345	132		-78	66,9	38,3	6,4		-90
08/11/01	593	375	113		-81	58,1	36,8	4,8		-92
22/11/01	634	328	98		-85	80,7	41,8	6,5		-92
07/12/01	550	361	122	135	-75	79,9	52,4	7,9	8,6	-89
27/12/01	583	437	104	76	-87	79,1	59,3	5,2	7,9	-90
10/01/02	416	163	58	52	-88	64,0	25,1	3,4	4,7	-93
30/01/02	376	216	90	91	-76	42,1	24,2	4,5	8,7	-79
19/02/02	430	466	117	88	-80	60,4	65,4	4,8	0,7	-99
20/02/02	686	529	295	175	-75	94,6	73,0	19,1	4,6	-95
06/03/02	475	348	142	110	-77	141,9	103,9	16,1	12,4	-91
20/03/02	439	363	127	75	-83	79,8	66,0	9,1	13,1	-84
10/04/02	615	314	99	82	-87	110,4	56,4	6,7	2,5	-98
30/04/02	443	334	136	111	-75	98,3	74,1	9,9	14,4	-85
24/05/02	537	396	166	172	-68	123,5	91,1	13,7	14,5	-88
02/07/02	483	415	216	112	-77	75,8	65,1	14,0	8,9	-88
Mediana	546	386	134	101	-76	79,8	64,6	8,9	8,7	-89
Intervalo										
de	376	163	58	52	-88	42,1	24,1	3,4	0,7	-99
dados	733	941	304	175	-39	141,9	125	25,6	14,5	-57

Tabela 22. Concentrações de CID (C-CO₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de CID, quantidades de CID aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	C-CO₂.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	42,6	47,0	49,3		14	5,7	6,2	4,2		-27
08/08/01	46,0	48,3	51,2		10	4,6	4,8	3,6		-22
13/09/01	47,7	49,9	55,0		13	6,4	6,7	3,6		-44
27/09/01	40,7	55,5	62,3		35	6,1	8,4	3,7		-40
11/10/01	37,6	55,5	60,8		38	5,0	7,3	3,2		-35
25/10/01	36,2	47,1	49,7		27	4,0	5,2	2,4		-40
08/11/01	50,2	46,9	55,4		9	4,9	4,6	2,3		-53
22/11/01	46,6	52,3	49,3		6	5,9	6,7	3,3		-44
07/12/01	41,7	51,5	48,4	29,1	-30	6,1	7,5	3,2	1,9	-69
27/12/01	29,8	50,3	55,9	30,2	1	4,0	6,8	2,8	3,2	-22
10/01/02	24,4	23,1	29,7	26,1	7	3,8	3,5	1,7	2,4	-37
30/01/02	28,4	25,0	33,8	16,7	-41	3,2	2,8	1,7	1,6	-50
19/02/02	32,8	37,5	51,7	25,9	-21	4,6	5,3	2,1	0,2	-95
20/02/02	28,7	36,5	51,2	28,5	-1	4,0	5,0	3,3	0,7	-81
06/03/02	26,5	36,5	52,3	39,2	32	7,9	10,9	5,9	4,4	-59
20/03/02	32,2	35,2	51,7	35,5	10	5,8	6,4	3,7	6,2	-3
10/04/02	39,2	42,8	51,0	31,9	-18	7,0	7,7	3,4	1,0	-88
30/04/02	34,5	41,2	53,6	45,0	23	7,6	9,1	3,9	5,8	-36
24/05/02	30,7	35,6	36,6	36,7	16	7,0	8,2	3,0	3,1	-62
02/07/02	34,0	34,3	45,8	42,9	21	5,3	5,4	3,0	3,4	-37
Mediana	35,4	44,9	51,2	31,1	9	5,5	6,6	3,3	2,7	-42
Intervalo										
de	24,4	23,1	29,7	16,7	-41	3,2	2,8	1,7	0,2	-95
dados	50,2	55,5	62,3	45,0	38	7,9	10,9	5,9	6,2	-3

Tabela 23. Concentrações de COD (C-CO₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de COD, quantidades de COD aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	C-CO₂.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	15,0	12,1	12,4		-17	2,0	1,6	1,0		-48
08/08/01	19,7	16,9	12,5		-36	2,0	1,7	0,9		-55
13/09/01	9,4	7,1	6,6		-30	1,3	1,0	0,4		-66
27/09/01	18,7	4,9	10,7		-43	2,8	0,7	0,6		-78
11/10/01	9,6	4,2	5,6		-41	1,3	0,5	0,3		-76
25/10/01	7,5	4,5	4,4		-41	0,8	0,5	0,2		-74
08/11/01	9,6	5,0	4,7		-51	0,9	0,5	0,2		-79
22/11/01	8,4	3,4	4,6		-45	1,1	0,4	0,3		-71
07/12/01	7,9	4,8	6,9	16,1	51	1,1	0,7	0,4	1,0	-10
27/12/01	18,4	5,2	4,2	13,7	-25	2,5	0,7	0,2	1,4	-42
10/01/02	15,6	4,9	2,2	10,8	-31	2,4	0,8	0,1	1,0	-59
30/01/02	15,5	6,1	3,8	10,7	-31	1,7	0,7	0,2	1,0	-41
19/02/02	15,3	11,7	4,5	8,5	-44	2,2	1,6	0,2	0,1	-97
20/02/02	17,6	11,4	5,4	8,3	-53	2,4	1,6	0,4	0,2	-91
06/03/02	16,5	13,2	6,0	9,7	-41	4,9	3,9	0,7	1,1	-78
20/03/02	7,1	3,8	5,4	10,9	35	1,3	0,7	0,4	1,9	32
10/04/02	26,0	12,8	6,9	8,8	-66	4,7	2,3	0,5	0,3	-94
30/04/02	15,8	5,1	3,9	12,0	-24	3,5	1,1	0,3	1,6	-55
24/05/02	15,1	11,1	4,5	16,6	9	3,5	2,6	0,4	1,4	-60
02/07/02	13,2	6,6	5,0	12,8	-3	2,1	1,0	0,3	1,0	-51
Mediana	15,2	5,7	5,2	10,9	-34	2,0	0,9	0,3	1,0	-63
Intervalo										
de	7,1	3,4	2,2	8,3	-66	0,8	0,4	0,1	0,1	-97
dados	26,0	16,9	12,5	16,6	51	4,9	3,9	1,0	1,9	32

Tabela 24. Concentrações de CPT (C-CO₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de CPT, quantidades de CPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	C-CO₂.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	94,5	81,7	14,6		-85	12,6	10,9	1,2		-90
08/08/01	65,4	78,0	11,8		-82	6,5	7,7	0,8		-87
13/09/01	95,3	92,5	19,0		-80	12,9	12,5	1,3		-90
27/09/01	105,3	79,7	16,5		-84	15,9	12,0	1,0		-94
11/10/01	87,8	84,9	14,1		-84	11,6	11,2	0,8		-94
25/10/01	85,4	34,4	15,5		-82	9,5	3,8	0,8		-92
08/11/01	105,7	28,5	16,3		-85	10,4	2,8	0,7		-93
22/11/01	57,7	23,1	14,8		-74	7,4	2,9	1,0		-87
07/12/01	67,1	43,7	15,7	37,5	-44	9,8	6,3	1,0	2,4	-75
27/12/01	44,3	35,2	16,2	4,7	-89	6,0	4,8	0,8	0,5	-92
10/01/02	61,8	31,7	9,8	6,5	-89	9,5	4,9	0,6	0,6	-94
30/01/02	75,1	36,0	5,7	5,0	-93	8,4	4,0	0,3	0,5	-94
19/02/02	76,0	72,0	3,4	2,5	-97	10,7	10,1	0,1	0,0	-100
20/02/02	62,6	49,4	4,8	2,4	-96	8,6	6,8	0,3	0,1	-99
06/03/02	69,4	62,1	13,2	4,2	-94	20,7	18,5	1,5	0,5	-98
20/03/02	87,5	58,1	13,8	4,9	-94	15,9	10,6	1,0	0,9	-95
10/04/02	108,2	56,2	8,7	4,8	-96	19,4	10,1	0,6	0,1	-99
30/04/02	81,6	48,1	4,4	10,1	-88	18,1	10,7	0,3	1,3	-93
24/05/02	85,4	51,8	36,6	8,0	-91	19,7	11,9	3,0	0,7	-97
02/07/02	115,8	93,0	38,9	9,1	-92	18,2	14,6	2,5	0,7	-96
Mediana	83,5	54,0	14,3	5,0	-88	11,1	10,1	0,8	0,5	-94
Intervalo de dados	44,3	23,1	3,4	2,4	-97	6,0	2,8	0,1	0,0	-100
	115,8	93,0	38,9	37,5	-44	20,7	18,5	3,0	2,4	-75

Tabela 25. Concentrações de CT (C-CO₂) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de CT, quantidades de CT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	C-CO₂.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	152,1	140,8	76,3		-50	20,2	18,7	6,4		-68
08/08/01	131,1	143,1	75,5		-42	13,0	14,2	5,2		-60
13/09/01	152,4	149,5	80,5		-47	20,6	20,2	5,3		-74
27/09/01	164,7	140,1	89,5		-46	24,9	21,1	5,3		-79
11/10/01	135,1	144,5	80,6		-40	17,9	19,1	4,3		-76
25/10/01	129,1	85,9	69,5		-46	14,3	9,5	3,4		-76
08/11/01	165,5	80,4	76,4		-54	16,2	7,9	3,2		-80
22/11/01	112,7	78,8	68,7		-39	14,3	10,0	4,6		-68
07/12/01	116,7	99,9	71,0	82,6	-29	17,0	14,5	4,6	5,3	-69
27/12/01	92,4	90,7	76,3	48,7	-47	12,5	12,3	3,8	5,1	-60
10/01/02	101,8	59,7	41,7	43,4	-57	15,7	9,2	2,4	4,0	-75
30/01/02	119,1	67,2	43,3	32,4	-73	13,3	7,5	2,2	3,1	-77
19/02/02	124,1	121,2	59,6	36,9	-70	17,4	17,0	2,4	0,3	-98
20/02/02	109,0	97,2	61,5	39,2	-64	15,0	13,4	4,0	1,0	-93
06/03/02	112,4	111,8	71,6	53,2	-53	33,6	33,4	8,1	6,0	-82
20/03/02	126,8	97,1	70,9	51,4	-59	23,0	17,6	5,1	9,0	-61
10/04/02	173,3	111,8	66,5	45,5	-74	31,1	20,1	4,5	1,4	-96
30/04/02	131,9	94,4	61,9	67,2	-49	29,3	20,9	4,5	8,7	-70
24/05/02	131,2	98,6	77,7	61,2	-53	30,2	22,7	6,4	5,2	-83
02/07/02	163,0	133,9	89,8	64,8	-60	25,6	21,0	5,8	5,2	-80
Mediana	130,1	99,2	71,3	50,0	-51	17,6	17,3	4,5	5,1	-76
Intervalo										
de	92,4	59,7	41,7	32,4	-74	12,5	7,5	2,2	0,3	-98
dados	173,3	149,5	89,8	82,6	-29	33,6	33,4	8,1	9,0	-60

Tabela 26. Concentrações de N-NH_4^+ no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de N-NH_4^+ , quantidades de N-NH_4^+ aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	N-NH₄⁺.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	25,6	23,4	10,0		-61	3,4	3,1	0,8		-75
08/08/01	28,7	24,6	10,2		-64	2,8	2,4	0,7		-75
13/09/01	15,0	31,0	23,9		37	2,0	4,2	1,6		-22
27/09/01	26,2	17,8	26,8		2	4,0	2,7	1,6		-60
11/10/01	16,4	14,2	18,3		10	2,2	1,9	1,0		-55
25/10/01	21,1	31,9	28,1		25	2,3	3,5	1,4		-42
08/11/01	40,8	31,9	31,4		-23	4,0	3,1	1,3		-67
22/11/01	62,6	33,8	28,3		-55	8,0	4,3	1,9		-76
07/12/01	24,2	31,3	27,2	9,3	-62	3,5	4,5	1,8	0,6	-83
27/12/01	19,9	30,4	27,1	9,0	-55	2,7	4,1	1,4	0,9	-65
10/01/02	12,3	12,6	13,0	10,7	-13	1,9	1,9	0,8	1,0	-49
30/01/02	19,6	13,3	14,6	3,8	-81	2,2	1,5	0,7	0,4	-83
19/02/02	20,9	20,8	18,8	2,3	-89	2,9	2,9	0,8	0,0	-99
20/02/02	18,0	21,2	19,8	1,4	-92	2,5	2,9	1,3	0,0	-99
06/03/02	21,0	22,5	20,7	12,6	-40	6,3	6,7	2,4	1,4	-77
20/03/02	16,7	23,8	31,5	14,5	-13	3,0	4,3	2,3	2,5	-17
10/04/02	19,9	26,2	27,6	9,5	-52	3,6	4,7	1,9	0,3	-92
30/04/02	13,5	20,4	22,1	13,1	-3	3,0	4,5	1,6	1,7	-43
24/05/02	15,2	18,9	16,5	14,2	-6	3,5	4,3	1,4	1,2	-66
02/07/02	14,4	17,3	16,7	14,9	3	2,3	2,7	1,1	1,2	-48
Mediana	19,9	23,0	21,4	10,1	-32	3,0	3,3	1,4	1,0	-66
Intervalo										
de	12,3	12,6	10,0	1,4	-92	1,9	1,5	0,7	0,0	-99
dados	62,6	33,8	31,5	14,9	37	8,0	6,7	2,4	2,5	-17

Tabela 27. Concentrações de N- NO_3^- no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de N- NO_3^- , quantidades de N- NO_3^- aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	N- NO_3^-.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	0,1	0,1	0,1		29	0,01	0,01	0,01		-11
08/08/01	0,1	0,1	0,1		33	0,00	0,01	0,00		4
13/09/01	0,0	0,1	0,1		49	0,01	0,01	0,01		-4
27/09/01	0,0	0,0	0,1		58	0,00	0,00	0,00		-6
11/10/01	0,1	0,0	0,0		-100	0,02	0,00	0,00		-100
25/10/01	0,0	0,2	0,2		99	0,00	0,02	0,01		98
08/11/01	0,1	0,1	0,1		6	0,01	0,01	0,01		-54
22/11/01	0,3	0,1	0,1		-64	0,03	0,02	0,01		-81
07/12/01	0,1	0,1	0,1	0,3	68	0,01	0,02	0,01	0,02	28
27/12/01	0,1	0,2	0,1	0,7	83	0,02	0,02	0,01	0,08	78
10/01/02	0,0	0,1	0,1	0,0	-9	0,01	0,01	0,01	0,00	-46
30/01/02	0,2	0,1	0,1	0,1	-67	0,02	0,01	0,01	0,01	-72
19/02/02	0,1	0,1	0,1	0,1	23	0,01	0,01	0,00	0,00	-92
20/02/02	0,1	0,1	0,1	0,1	-46	0,01	0,01	0,01	0,00	-90
06/03/02	0,1	0,1	0,2	0,2	62	0,02	0,04	0,02	0,02	0
20/03/02	0,1	0,2	0,2	0,3	72	0,02	0,03	0,01	0,06	70
10/04/02	0,1	0,1	0,1	1,0	95	0,01	0,01	0,01	0,03	68
30/04/02	0,3	0,2	0,1	0,3	13	0,06	0,03	0,00	0,04	-33
24/05/02	0,2	0,2	0,1	0,1	-47	0,04	0,04	0,01	0,01	-81
02/07/02	0,2	0,1	0,1	0,2	1	0,02	0,02	0,01	0,01	-49
Mediana	0,1	0,1	0,1	0,2	26	0,01	0,01	0,01	0,02	-22
Intervalo de dados	0,0	0,0	0,0	0,0	-100	0,00	0,00	0,00	0,00	-100
	0,3	0,2	0,2	1,0	99	0,06	0,04	0,02	0,08	98

Tabela 28. Concentrações de NPT no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de NPT, quantidades de NPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	N-NH₃.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	8,7	8,2	2,5		-72	1,2	1,1	0,2		-82
08/08/01	7,1	8,6	1,8		-75	0,7	0,9	0,1		-83
13/09/01	7,5	7,4	3,1		-59	1,0	1,0	0,2		-80
27/09/01	11,5	9,1	4,9		-58	1,7	1,4	0,3		-84
11/10/01	8,0	8,6	3,4		-57	1,1	1,1	0,2		-83
25/10/01	11,8	5,1	4,7		-60	1,3	0,6	0,2		-82
08/11/01	13,3	4,1	3,4		-74	1,3	0,4	0,1		-89
22/11/01	8,2	3,5	2,6		-68	1,1	0,4	0,2		-83
07/12/01	9,8	6,9	4,0	7,8	-21	1,4	1,0	0,3	0,5	-65
27/12/01	6,6	5,2	3,0	1,5	-77	0,9	0,7	0,2	0,2	-82
10/01/02	5,4	4,1	2,8	2,1	-61	0,8	0,6	0,2	0,2	-77
30/01/02	6,9	4,2	1,9	0,7	-89	0,8	0,5	0,1	0,1	-91
19/02/02	6,2	9,7	0,5	0,3	-95	0,9	1,4	0,0	0,0	-100
20/02/02	5,7	6,0	0,8	0,4	-94	0,8	0,8	0,1	0,0	-99
06/03/02	5,5	5,5	2,9	1,5	-73	1,7	1,7	0,3	0,2	-90
20/03/02	11,6	6,8	2,1	1,0	-92	2,1	1,2	0,2	0,2	-92
10/04/02	8,2	5,7	2,6	1,5	-82	1,5	1,0	0,2	0,0	-97
30/04/02	6,4	7,8	1,1	2,8	-57	1,4	1,7	0,1	0,4	-75
24/05/02	7,8	5,3	6,8	2,0	-74	1,8	1,2	0,6	0,2	-91
02/07/02	11,1	11,4	7,6	4,2	-62	1,7	1,8	0,5	0,3	-81
Mediana	7,9	6,4	2,9	1,5	-72	1,2	1,0	0,2	0,2	-83
Intervalo										
de	5,4	3,5	0,5	0,3	-95	0,7	0,4	0,0	0,0	-100
dados	13,3	11,4	7,6	7,8	-21	2,1	1,8	0,6	0,5	-65

Tabela 29. Concentrações de NID+NPT no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de NID+NPT em cada estágio, quantidades de NID+NPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	N.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	34,3	31,7	12,5		-63	4,6	4,2	1,1		-77
08/08/01	35,9	33,3	12,1		-66	3,6	3,3	0,8		-76
13/09/01	22,5	38,4	27,1		17	3,0	5,2	1,8		-41
27/09/01	37,8	27,0	31,7		-16	5,7	4,1	1,9		-67
11/10/01	24,5	22,8	21,7		-11	3,2	3,0	1,2		-64
25/10/01	32,9	37,2	33,0		0	3,7	4,1	1,6		-56
08/11/01	54,2	36,1	34,9		-36	5,3	3,5	1,5		-72
22/11/01	71,1	37,4	31,0		-56	9,1	4,8	2,1		-77
07/12/01	34,1	38,3	31,4	17,3	-49	5,0	5,6	2,0	1,1	-78
27/12/01	26,6	35,8	30,2	11,3	-58	3,6	4,8	1,5	1,2	-67
10/01/02	17,8	16,8	15,9	12,8	-28	2,7	2,6	0,9	1,2	-57
30/01/02	26,6	17,7	16,6	4,6	-83	3,0	2,0	0,8	0,4	-85
19/02/02	27,2	30,5	19,4	2,7	-90	3,8	4,3	0,8	0,0	-99
20/02/02	23,8	27,2	20,7	1,8	-92	3,3	3,8	1,3	0,1	-99
06/03/02	26,6	28,2	23,7	14,2	-46	7,9	8,4	2,7	1,6	-80
20/03/02	28,4	30,8	33,8	15,8	-44	5,2	5,6	2,4	2,8	-47
10/04/02	28,1	31,9	30,3	12,0	-58	5,1	5,7	2,1	0,4	-93
30/04/02	20,1	28,4	23,3	16,1	-20	4,5	6,3	1,7	2,1	-53
24/05/02	23,1	24,3	23,3	16,3	-30	5,3	5,6	1,9	1,4	-74
02/07/02	25,7	28,8	24,4	19,2	-25	4,0	4,5	1,6	1,5	-62
Mediana	26,9	30,6	24,0	13,5	-45	4,2	4,4	1,6	1,2	-73
Intervalo										
de	17,8	16,8	12,1	1,8	-92	2,7	2,0	0,8	0,0	-99
dados	71,1	38,4	34,9	19,2	17	9,1	8,4	2,7	2,8	-41

Tabela 30. Concentrações de PID ($P-PO_4^{-3}$) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de PID, quantidades de PID aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	P-PO₄⁻³.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	3,4	4,3	0,0		-100	0,5	0,6	0,0		-100
08/08/01	3,3	5,0	0,0		-100	0,3	0,5	0,0		-100
13/09/01	2,0	4,9	0,8		-60	0,3	0,7	0,1		-80
27/09/01	5,4	2,3	0,5		-91	0,8	0,4	0,0		-96
11/10/01	5,4	2,2	0,0		-100	0,7	0,3	0,0		-100
25/10/01	4,1	5,8	1,3		-69	0,5	0,6	0,1		-87
08/11/01	8,1	6,1	1,9		-77	0,8	0,6	0,1		-90
22/11/01	6,7	5,9	2,8		-58	0,9	0,7	0,2		-78
07/12/01	5,2	5,7	2,2	0,3	-95	0,8	0,8	0,1	0,0	-98
27/12/01	6,0	5,1	1,9	0,0	-100	0,8	0,7	0,1	0,0	-100
10/01/02	2,9	2,1	1,3	0,3	-88	0,4	0,3	0,1	0,0	-93
30/01/02	4,4	2,0	1,1	0,0	-100	0,5	0,2	0,1	0,0	-100
19/02/02	4,0	4,3	0,5	0,0	-100	0,6	0,6	0,0	0,0	-100
20/02/02	2,7	4,1	0,5	0,0	-100	0,4	0,6	0,0	0,0	-100
06/03/02	3,5	3,3	1,6	0,6	-83	1,1	1,0	0,2	0,1	-93
20/03/02	4,0	4,0	1,5	0,7	-82	0,7	0,7	0,1	0,1	-82
10/04/02	5,0	3,4	1,9	0,0	-100	0,9	0,6	0,1	0,0	-100
30/04/02	5,7	5,8	2,7	0,3	-94	1,3	1,3	0,2	0,0	-97
24/05/02	4,3	4,6	1,4	1,6	-62	1,0	1,1	0,1	0,1	-86
02/07/02	4,9	4,9	2,4	1,9	-62	0,8	0,8	0,2	0,2	-81
Mediana	4,3	4,5	1,4	0,3	-93	0,7	0,6	0,1	0,0	-97
Intervalo										
de	2,0	2,0	0,0	0,0	-100	0,3	0,2	0,0	0,0	-100
dados	8,1	6,1	2,8	1,9	-58	1,3	1,3	0,2	0,2	-78

Tabela 31. Concentrações de POD (P-PO_4^{-3}) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de POD em cada estágio, quantidades de POD aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de setembro/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	P-PO₄⁻³.dia⁻¹ (kg)				%
13/09/01	5,4	2,4	2,5		-54	0,7	0,3	0,2		-77
27/09/01	2,8	3,3	0,5		-81	0,4	0,5	0,0		-93
11/10/01	1,7	2,5	0,7		-60	0,2	0,3	0,0		-84
25/10/01	2,2	0,0	0,2		-90	0,2	0,0	0,0		-95
08/11/01	0,3	0,0	0,1		-62	0,0	0,0	0,0		-84
22/11/01	0,5	0,0	0,0		-100	0,1	0,0	0,0		-100
07/12/01	0,3	0,0	0,0	0,0	-100	0,0	0,0	0,0	0,0	-100
27/12/01	0,1	0,0	0,1	0,0	-100	0,0	0,0	0,0	0,0	-100
10/01/02	0,7	0,2	0,0	0,2	-75	0,1	0,0	0,0	0,0	-85
30/01/02	0,0	0,2	0,4	0,2	100	0,0	0,0	0,0	0,0	100
19/02/02	0,6	1,0	0,7	0,6	1	0,1	0,1	0,0	0,0	-94
20/02/02	1,0	0,9	1,9	1,3	26	0,1	0,1	0,1	0,0	-75
06/03/02	0,8	0,6	2,1	1,2	39	0,2	0,2	0,2	0,1	-38
20/03/02	0,5	1,5	1,7	1,5	68	0,1	0,3	0,1	0,3	66
10/04/02	1,3	2,2	1,3	1,4	5	0,2	0,4	0,1	0,0	-82
30/04/02	0,2	0,0	0,8	1,3	82	0,1	0,0	0,1	0,2	69
24/05/02	0,6	0,0	1,1	0,0	-100	0,1	0,0	0,1	0,0	-100
02/07/02	0,0	0,0	0,0	1,3	100	0,0	0,0	0,0	0,1	100
Mediana	0,6	0,2	0,6	0,9	-57	0,1	0,0	0,0	0,0	-84
Intervalo de	0,0	0,0	0,0	0,0	-100	0,0	0,0	0,0	0,0	-100
dados	5,4	3,3	2,5	1,5	100	0,7	0,5	0,2	0,3	100

Tabela 32. Concentrações de PPT (P-PO_4^{-3}) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de PPT em cada estágio, quantidades de PPT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de setembro/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	P-PO₄⁻³.dia⁻¹ (kg)				%
13/09/01	0,7	1,0	0,5		-30	0,1	0,1	0,0		-66
27/09/01	1,3	1,3	0,9		-26	0,2	0,2	0,1		-71
11/10/01	1,2	0,8	1,3		9	0,2	0,1	0,1		-56
25/10/01	1,5	0,8	0,7		-52	0,2	0,1	0,0		-79
08/11/01	1,6	0,5	0,7		-55	0,2	0,0	0,0		-81
22/11/01	1,1	0,5	1,4		18	0,1	0,1	0,1		-36
07/12/01	1,3	1,2	0,6	0,5	-60	0,2	0,2	0,0	0,0	-82
27/12/01	0,9	0,9	0,5	0,2	-82	0,1	0,1	0,0	0,0	-93
10/01/02	0,8	0,6	0,5	0,2	-77	0,1	0,1	0,0	0,0	-91
30/01/02	1,2	0,4	0,4	0,2	-84	0,1	0,0	0,0	0,0	-93
06/03/02	0,7	0,8	0,7	0,3	-64	0,2	0,1	0,1	0,0	-86
20/03/02	1,7	0,8	0,9	0,6	-67	0,3	0,1	0,1	0,0	-87
10/04/02	1,0	0,8	1,1	0,3	-75	0,2	0,3	0,1	0,0	-91
30/04/02	0,7	1,0	1,2	0,4	-43	0,2	0,1	0,1	0,0	-81
24/05/02	1,0	0,8	0,9	0,1	-90	0,2	0,1	0,1	0,0	-96
02/07/02	1,3	1,6	1,3	0,1	-90	0,2	0,2	0,1	0,0	-96
Mediana	1,2	0,8	0,8	0,3	-62	0,2	0,1	0,1	0,0	-84
Intervalo										
de	0,7	0,4	0,4	0,1	-90	0,1	0,0	0,0	0,0	-96
dados	1,7	1,6	1,4	0,6	18	0,3	0,3	0,1	0,0	-36

Tabela 33. Concentrações de PT (P-PO_4^{-3}) no efluente nos pontos de coleta do sistema, acréscimos ou decréscimos de PT em cada estágio, quantidades de PT aplicadas nos estágios e o desempenho do sistema no período de agosto/01 a julho/02.

Datas	P1	P2	P3	P4	Sistema	P1	P2	P3	P4	Sistema
de coleta	mg.L⁻¹				%	P-PO₄⁻³.dia⁻¹ (kg)				%
07/08/01	5,7	6,9	1,5		-74	0,8	0,9	0,1		-84
08/08/01	6,2	7,2	1,8		-71	0,6	0,7	0,1		-80
13/09/01	8,1	8,3	3,8		-53	1,1	1,1	0,3		-77
27/09/01	9,5	6,9	2,0		-79	1,4	1,0	0,1		-92
11/10/01	8,2	5,5	1,9		-76	1,1	0,7	0,1		-91
25/10/01	7,9	6,1	2,2		-72	0,9	0,7	0,1		-88
08/11/01	10,0	6,3	2,7		-73	1,0	0,6	0,1		-88
22/11/01	8,3	5,9	4,1		-51	1,1	0,8	0,3		-74
07/12/01	6,8	6,0	2,8	1,5	-77	1,0	0,9	0,2	0,1	-90
27/12/01	7,0	5,9	2,5	0,8	-89	0,9	0,8	0,1	0,1	-92
10/01/02	4,4	2,8	1,8	5,0	12	0,7	0,4	0,1	0,5	-32
30/01/02	4,9	2,7	1,8	1,0	-80	0,6	0,3	0,1	0,1	-83
19/02/02	5,9	5,1	2,1	0,5	-92	0,8	0,7	0,1	0,0	-100
06/03/02	5,0	4,7	4,4	1,9	-63	1,5	0,7	0,5	0,2	-86
20/03/02	6,2	6,2	4,2	2,2	-64	1,1	1,4	0,3	0,4	-66
10/04/02	7,3	6,4	4,3	1,4	-81	1,3	1,1	0,3	0,0	-97
30/04/02	6,7	6,4	4,6	1,7	-75	1,5	1,2	0,3	0,2	-86
24/05/02	5,8	4,5	3,4	2,7	-54	1,3	1,4	0,3	0,2	-83
02/07/02	6,4	5,0	6,3	3,2	-50	1,0	1,0	0,4	0,3	-75
Mediana	5,7	5,2	2,3	1,3	-60	0,9	0,8	0,2	0,1	-90
Intervalo de dados	4,4	2,7	1,5	0,5	-92	0,6	0,3	0,1	0,0	-100
	10,0	8,3	6,3	5,0	12	1,5	1,4	0,5	0,5	-32