



# Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico compartimentado



Marcelo Mazzola<sup>1</sup>, Denis M. Roston<sup>2</sup> & Marcelus A. A. Valentim<sup>2</sup>

<sup>1</sup> FEAGRI/UNICAMP. CP 6011, CEP 13083-970, Campinas, SP. Fone 3788-1020. E-mail: mazzola@agr.unicamp.br (Foto)

<sup>2</sup> FEAGRI/UNICAMP. E-mail: denis@agr.unicamp.br; marcelus.valentim@itelefonica.com.br

Protocolo 108 - 25/6/2003 - Aprovado em 9/4/2004

**Resumo:** Neste trabalho avaliou-se o desempenho de um Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC) de duas câmaras em série, seguido de três leitos cultivados (constructed wetlands) de fluxo vertical por batelada. A unidade experimental, em escala piloto, foi instalada na Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, Campinas, SP, Brasil. O volume total do reator era de 2,3 m<sup>3</sup> (TDH de 12 h). O efluente do RAC foi tratado em três leitos, dois cultivados com macrófitas (gêneros *Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) e um utilizado como controle (não cultivado). Os leitos, com 2,0 m<sup>3</sup> cada um e brita #2 (24 – 35 mm) como meio suporte, operaram com fluxo vertical por batelada (com tempos de reação de 24, 48, 72 e 96 h). Na avaliação do RAC, observou-se tendência de estabilização dos parâmetros pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos sedimentáveis e suspensos totais, porém a remoção de DQO revelou-se limitada (50%). Nos leitos cultivados o aumento do tempo de reação (até 72 h) foi acompanhado pelo aumento de remoção de turbidez, DQO, fósforo e nitrato. O melhor desempenho de remoção de fósforo total foi obtido no leito vegetado com *Typha* sp para os tempos de 72 e 96 h, respectivamente, de 30 e 25%.

**Palavras-chave:** leitos cultivados, tratamento de água residuária, reator anaeróbico compartimentado

## Post-treatment of effluent of anaerobic baffled reactor using batchwise vertical flow constructed wetland beds

**Abstract:** This study evaluated the performance of vertical constructed wetlands treating effluent of anaerobic baffled reactor. The anaerobic reactor volume was 2.3 m<sup>3</sup>; it was operated with daily flow of 4.6 m<sup>3</sup> (12 hours Hydraulic Retention Time). The reactor effluent was split into three wetlands beds, two of them cultivated with macrophytes (*Typha* sp. and *Eleocharis* sp.), and one control. The wetlands were operated as a batch reactor. The medium utilized was gravel, the size ranging from 7 to 12 mm. The reaction time for each cycle (filling – reaction – drainage) was 24, 48, 72, and 96 h. The anaerobic reactor achieved the following removal rates: settleable solids, 93%; suspended solids, 80%; and COD 39%. The increase in reaction time (up to 72 h) for the constructed wetlands was followed by an increase in turbidity, COD, phosphorus and nitrate removal rates. The *Typha* sp. bed presented the best phosphorus removal rates. For 72 and 96 h reaction time the observed removal rate was 30 and 25%, respectively.

**Key words:** constructed wetlands, batch anaerobic reactor, wastewater treatment

## INTRODUÇÃO

Nos últimos anos verificam-se, no País, grandes avanços em pesquisa e desenvolvimento de processos e técnicas de tratamento de águas residuárias, direcionados tanto para sistemas de grande porte e de maior complexidade, quanto de pequeno porte, baixo custo e simplicidade operacional, tais como: tanques sépticos, lagoas de estabilização, reatores

anaeróbios, disposição nos solos e leitos cultivados (Mazzola, 2003). Em relação aos leitos cultivados (ou constructed wetlands), talvez sejam estes os sistemas ainda relativamente pouco estudados no Brasil, ao menos na exploração de todo o seu potencial.

Os chineses provavelmente foram os primeiros a usarem as macrófitas no tratamento de águas residuárias, mas o trabalho aceito cientificamente como o primeiro a utilizar o conceito foi o

realizado em 1952 por Seidel, na Alemanha, que explorou a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando brita como meio suporte (Wood & Mcatamney, 1996). Seidel realizou, posteriormente, outros experimentos usando leitos preenchidos com brita e cultivados com macrófitas emergentes: *Phragmites australis*, *Iris* sp, *Schoenoplectus* sp, *Typha* sp. Nos anos 70 Kickuth, também na Alemanha, usou leitos cultivados preenchidos com solo com alta quantidade de silte e cultivados com *Phragmites australis* para tratar efluentes municipais (Hegemann, 1996). Nos Estados Unidos, os leitos cultivados tornaram-se mais conhecidos a partir dos estudos de Wolverton (1988) para a Agência Espacial Norte Americana (NASA) onde o pesquisador testou o uso do tanque séptico associado aos leitos cultivados no tratamento de efluentes de casas não servidas pela rede de captação pública.

No Brasil ainda são poucos os trabalhos publicados sobre o assunto. Souza & Bernardes (1996) trataram o esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília, DF, por uma combinação de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) com pós-tratamento em leitos cultivados de fluxo subsuperficial cultivados com *Typha latifolia*. Campos et al. (2002) avaliaram o uso de sistemas de leitos cultivados, em escala piloto, como tratamento do chorume gerado no Aterro Sanitário de Pirai, RJ. Sezerino et al. (2002) avaliaram neste trabalho o potencial dos leitos cultivados no tratamento de efluente de lagoa de estabilização que tratava dejetos de suínos.

Neste sentido têm-se desenvolvido uma linha de pesquisa na FEAGRI/UNICAMP, com diversos trabalhos nos quais se utilizam leitos cultivados de fluxo horizontal no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado (Mansor, 1998; Valentim, 1999). Esses sistemas se mostraram muito promissores devido à alta remoção da matéria orgânica, fácil implantação e baixo custo.

Seguindo essa mesma linha de pesquisa, porém se objetivando melhor remoção de poluentes, em especial de nitrogênio, neste trabalho foi proposta a utilização de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada, nos quais é de se esperar uma oxigenação maior do meio suporte e o favorecimento dos processos de nitrificação – desnitrificação.

Dentre os objetivos desta pesquisa, destacam-se: avaliar a técnica construtiva de ferrocimento para utilização em construção de sistemas tratamento de águas residuárias; avaliar o desempenho do reator anaeróbio compartimentado para os seguintes parâmetros: vazão, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade total e a bicarbonato, ácidos voláteis, turbidez e pH; avaliar o desempenho dos leitos cultivados de fluxo vertical por batelada para diferentes tempos de reação (24, 48, 72 e 96 h) com três tratamentos diferentes (vegetado com *Typha* sp, *Eleocharis* sp e não-vegetado), analisando-se os seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais, DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) e fósforo total; avaliar o desenvolvimento e a adaptação das espécies de macrófitas (*Typha* sp e *Eleocharis* sp) cultivadas nos leitos.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Sistema piloto

O sistema piloto foi instalado na Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP, Campinas, SP, Brasil e projetado para uma escala comum no meio rural, considerando-se a geração de efluente equivalente a uma comunidade de aproximadamente 30 pessoas (6 famílias). A vazão estimada, tendo-se em conta uma contribuição de 150 L por habitante dia; foi de  $4,6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , o que corresponde a 25% do volume total de água residuária gerada na Faculdade.

Para o tratamento preliminar foi projetada uma caixa de areia com dois canais em paralelo.

O Reator Anaerobico Compartimentado (RAC) foi projetado de acordo com as indicações de Barros & Campos (1992), Povinelli (1994), Nour (1996) e Valentim (1999), com as seguintes características: vazão de  $4,6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 h, volume total de  $2,3 \text{ m}^3$ , sendo a primeira câmara com  $1,4 \text{ m}^3$  e a segunda com  $0,9 \text{ m}^3$ , construído em ferrocimento, semi-enterrados no solo e câmaras interligadas por tubulação de 60 mm de PVC. Optou-se por este tipo de configuração porque se pretendia avaliar a utilização de materiais comerciais, de fácil aquisição no meio rural e de baixo custo, além de ter caráter modular.

Em seguida ao reator foram construídos três leitos cultivados de fluxo vertical de formato cilíndrico ( $2,0 \text{ m}^3$  de volume total; 1,5 m de diâmetro e 1,20 m de altura) utilizando-se a técnica de ferrocimento. Os leitos foram semi-enterrados no solo e preenchidos com brita #2 (diâmetro equivalente de 24 – 35 mm). Foram cultivadas macrófitas da espécie *Typha* sp em um dos leitos e *Eleocharis* sp no outro. O terceiro leito, não cultivado, permaneceu como controle.

Na Figura 1 apresenta-se o esquema geral da configuração do sistema piloto.

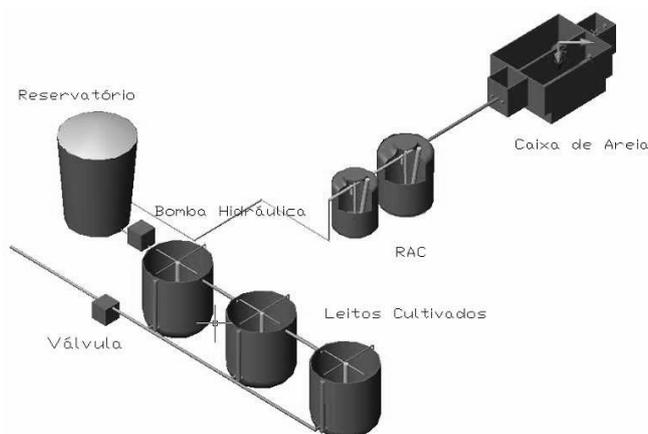


Figura 1. Esquema geral da planta piloto (sem escala)

### Procedimento para avaliação experimental

Para a partida do RAC utilizou-se, como inóculo, o lodo proveniente de um RAC de três compartimentos, em operação, na época da realização deste trabalho, havia três anos na FEAGRI/UNICAMP. Utilizou-se um volume de  $0,12 \text{ m}^3$  de lodo da primeira câmara do RAC antigo para inocular a primeira câmara do novo RAC, o que corresponde a 10% da câmara inoculada. Um volume de  $0,90 \text{ m}^3$  de lodo da segunda + terceira

câmara do RAC antigo foi utilizado para inocular a segunda câmara do novo RAC, também representando 10% do volume da câmara inoculada.

Logo após a inoculação iniciou-se a aplicação do afluente, sendo que a vazão foi aumentada gradativamente, atingindo 50% do valor projetado ( $2,3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ) no primeiro mês de funcionamento e 100% ( $4,6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ) no segundo mês de funcionamento.

O efluente do RAC era conduzido por gravidade para um reservatório de fibra de vidro, com capacidade para  $3,0 \text{ m}^3$ . A alimentação dos leitos cultivados por batelada era realizada por meio de uma bomba hidráulica instalada após o reservatório. Os leitos cultivados eram operados com fluxo descontínuo, sendo necessário o desenvolvimento de um sistema de automação que possibilitasse esta operação. Um Controlador Lógico Programável (CLP) para automação industrial com temporizador, teve a função de gerenciar a abertura e o fechamento de uma válvula eletromecânica e o funcionamento da bomba, sendo todas essas funções determinadas por diversos sensores de nível instalados nas extremidades superior e inferior de cada leito cultivado.

A fase de enchimento, com duração de 30 min (considerando-se que a vazão da bomba utilizada é de  $6,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ), marcava o início do ciclo. O instante seguinte ao enchimento (indicado pelo sensor de nível) marcava o começo da reação, com tempos de 24, 48, 72 e 96 h. Ao término do tempo de reação em avaliação iniciava-se a fase de drenagem (tempo de 30 min). Após a drenagem total indicada pelos sensores de nível, um tempo de segurança de 10 min era respeitado para que todo o meio suporte fosse preenchido pelo ar atmosférico, promovendo uma aeração natural do sistema. O fluxo por batelada foi utilizado visando ao favorecimento do processo de oxidação dos compostos orgânicos pois, após a drenagem do leito, o ar atmosférico preenche todo o meio suporte (brita e raízes).

### Programação dos ensaios

O RAC foi monitorado para a remoção de sólidos suspensos totais, sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio (DQO), controlando-se ainda turbidez, ácidos voláteis, pH, alcalinidade total e a bicarbonato do afluente e dos efluentes das 1ª e 2ª câmaras. A periodicidade dessas análises variou de semanal para quinzenal.

O desempenho dos leitos cultivados no tratamento do efluente do RAC foi avaliado para os parâmetros sólidos suspensos totais, DQO, fósforo, nitrogênio amoniacal e nitrato. A avaliação de cada parâmetro foi realizada nos três tipos de leito: *Typha* sp (1), *Eleocharis* sp (2) e controle não-vegetado (3) com quatro diferentes tempos de reação (24, 48, 72 e 96 h) e 6 repetições. Para avaliação estatística dos dados de cada parâmetro foram realizadas análises de variância fatoriais com dois fatores (tipo de leito e tempo de reação), três níveis para o fator tipo de leito e quatro níveis para o fator tempo de reação. Para auxílio na análise dos dados, utilizaram-se os aplicativos ESTAT e STATISTICA.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola.

Além da avaliação da eficiência de remoção do leito cultivado, verificou-se o desenvolvimento e a adaptação das macrófitas aquáticas com o acompanhamento de seu crescimento e ciclo de vida, bem como a produção de biomassa.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Análise dos parâmetros de controle do RAC

Foram realizadas, ao todo, 20 amostragens entre os dias 22/1/2002 (41º dia de operação) e 2/10/2002 (293º dia de operação). As variações dos dados apresentam-se na forma gráfica de diagramas de caixas (Box & Whisker Plots), sendo representados como valor central a média dos dados ("Mean"), além das amplitudes do erro padrão (Standard error) e desvio padrão (Standard deviation).

A Tabela 1 apresenta os valores médios afluente e efluentes para o RAC, além dos percentuais de remoção. Identificam-se altos valores de remoção para sólidos sedimentáveis e suspensos (91,47 e 81,40%, respectivamente) e remoção menor para DQO (37,09%).

Tabela 1. Valores médios do afluente\* e efluentes para o RAC

	Valores médios			
	Afluente	Efluente (R1)	Efluente (R2)	Remoção (%)
S. Sed. ( $\text{mL L}^{-1}$ )	12,08	4,89	1,03	91,47
S. Susp. ( $\text{mg L}^{-1}$ )	197,68	184,73	36,76	81,40
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	223,15	181,31	140,36	37,09
pH	7,43	7,31	7,26	-

\* S. Sed. - Sólidos Sedimentáveis; S. Susp. - Sólidos Suspensos

Na Figura 2A apresenta-se a variação das análises de sólidos sedimentáveis. Verifica-se que a remoção ocorre, predominantemente, no primeiro compartimento, sendo que, ainda que pouco, complementada no segundo. Observa-se grande variação de sólidos sedimentáveis no afluente ( $0,7 - 40 \text{ mL L}^{-1}$ ) e média relativamente baixa ( $12,9 \text{ mL L}^{-1}$ ), o que pode estar relacionado a uma elevada remoção de sólidos na caixa de areia. Uma variação menor foi encontrada no efluente R1 ( $0,4 - 16 \text{ mL L}^{-1}$ ), com média de remoção de 78%. O efluente R2 apresentou maior estabilidade ( $0 - 3 \text{ mL L}^{-1}$ ) com baixos valores e pequena variação ( $0 - 3 \text{ mL L}^{-1}$ ) e uma média de remoção de 93%. van Haandel & Lettinga (1992), também observaram elevada remoção de sólidos sedimentáveis no início da operação, atribuídas ao fato do reator funcionar, inicialmente, como decantador. Apesar das variações observadas na primeira câmara (R1), o efluente da segunda câmara (R2) manteve-se estável, demonstrando a grande eficiência da unidade na remoção de sólidos sedimentáveis.

Na Figura 2B apresentam-se os dados relativos às análises de sólidos suspensos totais (SST) e se observa grande variação no afluente com valores entre  $20 - 917 \text{ mg L}^{-1}$  e média de  $172 \text{ mg L}^{-1}$ . O efluente do primeiro compartimento (R1) apresentou comportamento semelhante ao afluente, com grande variação das concentrações de SST ( $20 - 640 \text{ mg L}^{-1}$ ) e média de  $216 \text{ mg L}^{-1}$ . No efluente do segundo compartimento (R2) os valores apresentaram maior estabilidade, com valores mais baixos ( $8 - 120 \text{ mg L}^{-1}$ ) e remoção de 80%, sugerindo maior

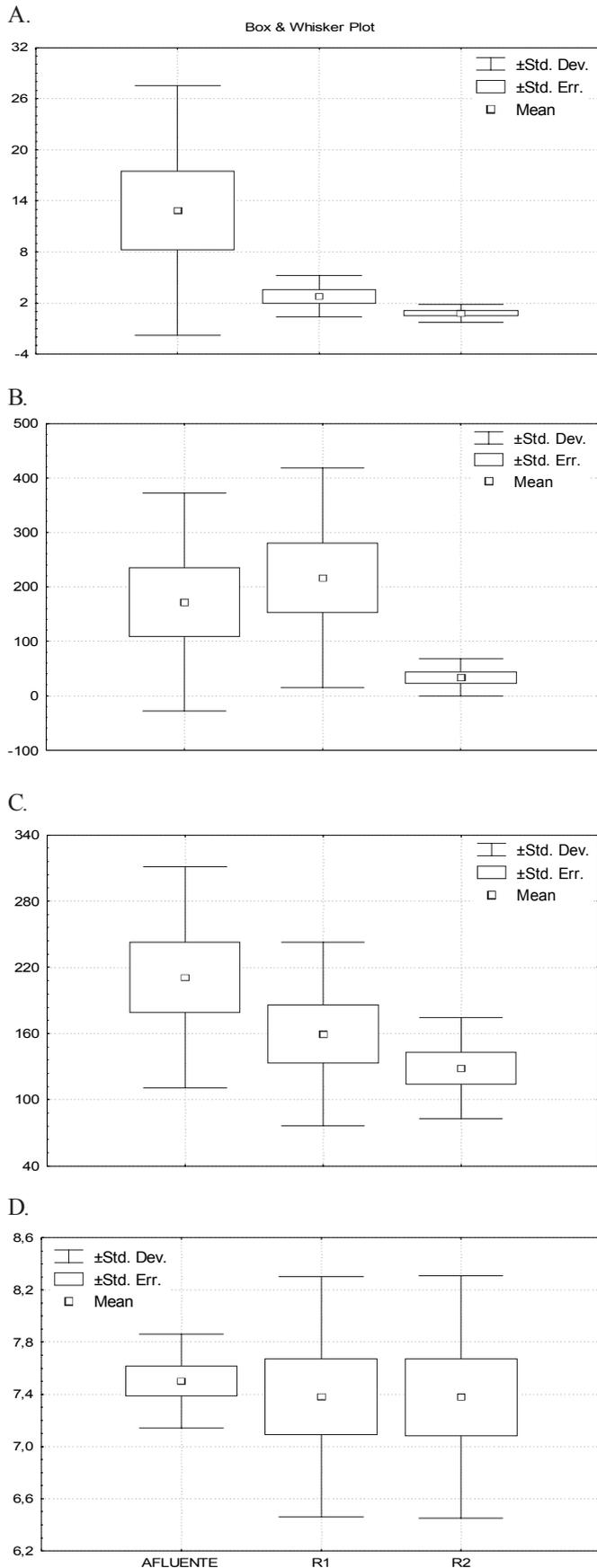


Figura 2. Variação das concentrações de (A) sólidos sedimentáveis ( $\text{mL L}^{-1}$ ) (B) sólidos suspensos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ), (C) DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e (D) pH no afluente e efluentes das primeira (R1) e segunda câmaras (R2)

capacidade de retenção de ondas de choque na segunda câmara devido, provavelmente, a uma estabilização maior do lodo.

Na Figura 2C apresentam-se as variações dos valores de DQO no afluente e nos efluentes. Observa-se grande variação da concentração do afluente ( $93 - 482 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), com média de  $210 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ . O efluente R1 ( $31 - 430 \text{ mg L}^{-1}$ ) apresentou uma média de  $159 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , correspondente a uma remoção de DQO, também média, de 24%. O efluente R2 ( $47 - 205 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), apresentou média de  $128 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , correspondente a uma remoção de 39%.

A análise da DQO indica a existência de problemas no reator, pois seria de se esperar remoção e estabilidade melhores. A baixa remoção de DQO poderia estar relacionada a uma também baixa remoção de sólidos dissolvidos, pois nas análises de sólidos suspensos totais e sedimentáveis, encontrou-se elevada remoção e certa estabilidade no comportamento, ao longo do tempo. Por outro lado, o parâmetro turbidez, que poderia ser relacionado à presença de sólidos dissolvidos, também apresentou, como a DQO, grande variação e baixa remoção ao longo do tempo. Dentre os fatores que poderiam influenciar no fraco desempenho do reator na remoção de matéria orgânica, poder-se-ia especular: (a) problemas hidrodinâmicos: a configuração hidrodinâmica do reator foi desenvolvida para que houvesse otimização do contato entre o afluente e a manta de lodo do reator; no entanto, acredita-se que caminhos preferenciais (curto circuito) possam ter ocorrido, acarretando a saída de efluentes sem contato suficiente com a manta de lodo; ressalta-se a dificuldade no controle da vazão, devido a constantes entupimentos no registro de entrada, o que pode ter ocasionado picos de vazão com arraste da manta de lodo; (b) pouco desenvolvimento da comunidade microbiana: a análise do lodo indicou a ocorrência de um lodo floculento sem a existência de grânulos; este fato, relacionado à alimentação do reator com efluentes diluídos, pode ter dificultado a aderência dos microrganismos e o seu desenvolvimento.

Na Figura 2D apresentam-se os dados relativos à variação de pH. Pode-se observar uma estabilidade do afluente ( $6,47 - 8,07$ ), com pH médio de 7,5. No efluente R1, os valores se mantiveram próximos aos do afluente (média de 7,4) com exceção do 77º dia de operação, quando se observou uma elevação marcante de pH (9,92); este fato pode estar relacionado a alguma descarga alcalina pontual no afluente que não foi detectada nos 55º e 77º dias. Para o efluente R2, a média dos valores foi de 7,40, com exceção do 182º dia, quando também se observou um alto valor de pH (9,97). Segundo Povinelli (1994), os altos valores de pH não são muito críticos, pois o choque nesta condição é controlável e a produção de metano é normalizada rapidamente. A mesma autora destaca que baixos valores de pH são mais críticos, sendo necessária, em muitos casos, a adição de corretivos (cal ou soda cáustica) para evitar um desequilíbrio irreversível do sistema.

#### Análise dos parâmetros de controle nos leitos cultivados

A temperatura dos leitos foi medida no momento das coletas e poucas variações foram observadas, permanecendo entre 22 e 24 °C.

A Tabela 2 apresenta médias das concentrações de sólidos suspensos, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrato

Tabela 2. Médias das concentrações de sólidos suspensos, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrato para os diferentes tratamentos

Leito	Tempo Detenção (h)	Sólidos Suspensos		DQO		Fósforo Total		Nitrogênio amoniacal		Nitrato	
		Afluente (mg L <sup>-1</sup> )	Efluente (mg L <sup>-1</sup> )	Afluente (mg L <sup>-1</sup> )	Efluente (mg L <sup>-1</sup> )	Afluente (mg L <sup>-1</sup> )	Efluente (mg L <sup>-1</sup> )	Afluente (mg L <sup>-1</sup> )	Efluente (mg L <sup>-1</sup> )	Afluente (mg L <sup>-1</sup> )	Efluente (mg L <sup>-1</sup> )
1	24	14,46	10,32	144,50	93,50	12,4	11,00	39,00	34,00	0,76	0,71
	48	14,46	2,46	144,50	78,16	12,4	9,00	37,00	33,00	0,76	0,50
	72	32,80	16,60	145,00	39,00	10,9	9,20	33,70	28,00	0,85	0,31
	96	32,80	6,60	145,00	33,16	10,9	8,00	33,70	28,20	0,85	0,33
2	24	14,46	10,44	144,50	98,60	12,4	12,10	39,00	35,00	0,76	0,76
	48	14,46	8,66	144,50	74,16	12,4	10,00	37,00	34,00	0,76	0,45
	72	32,80	13,00	145,00	45,00	10,9	9,10	33,70	32,00	0,85	0,33
	96	32,80	11,60	145,00	43,00	10,9	10,10	33,70	30,00	0,85	0,30
3	24	14,46	7,86	144,50	98,50	12,4	11,00	39,00	34,00	0,76	0,56
	48	14,46	4,86	144,50	89,00	12,4	11,00	37,00	35,00	0,76	0,43
	72	32,80	5,47	145,00	51,00	10,9	10,30	33,70	27,00	0,85	0,43
	96	32,80	6,60	145,00	45,15	10,9	10,40	33,70	32,20	0,85	0,33

para os diferentes tratamentos. As análises das remoções para cada tratamento estão discutidas a partir da Figura 3.

Na Figura 3A apresentam-se os dados relativos à análise do parâmetro sólidos suspensos totais (SST). Nos leitos cultivados a remoção de SST apresentou grandes variações (17,70 - 78,50%). Uma das repetições foi excluída da análise estatística, pois apresentou concentração no afluente igual a 1,0 mg L<sup>-1</sup> e valores no efluente entre 0 e 17 mg L<sup>-1</sup>.

Os leitos cultivados (1 e 2) apresentaram comportamento bastante instável em relação à remoção de sólidos suspensos totais para todos os tempos de reação, não sendo possível identificar qualquer tendência nítida. Este fato pode estar relacionado aos baixos valores do afluente e à liberação, pelas raízes, das plantas de material orgânico. Para o leito não cultivado (3) identificaram-se remoções crescentes de 30, 64 e 84%, respectivamente, para os tempos de 24, 48 e 72 h. Para o tempo de 96 h verificou-se diminuição na remoção de SST (78%) em relação ao de 72 h (84%) devido, possivelmente, à liberação de biofilme, a exemplo do que ocorre nos filtros biológicos.

A análise fatorial não indicou diferença significativa entre as médias para os fatores tipo de leito e tempo de reação; no entanto, observou-se uma remoção maior no leito controle em relação aos cultivados. Este comportamento pode ser atribuído à maior formação de biofilme aderido aos leitos cultivados e à eventual liberação de fragmentos pelas raízes das plantas.

No leito cultivado com *Typha* sp observam-se remoções de SST de 30% para os tempos de 24 e 72 h e de 60% para os tempos de 48 e 96 h. Para o leito cultivado com *Eleocharis* sp, a remoção aumentou com o aumento dos tempos de reação, variando entre 30 e 60%, respectivamente, para os tempos de 24 e 96 h. O leito controle apresentou o melhor desempenho para os tempos de reação de 48, 72 e 96 h: remoção de 60 - 84%.

Na Figura 3B apresentam-se os valores médios de remoção de DQO nos diferentes tratamentos. O afluente aos leitos apresenta pouca variação, com valor médio de 144 mg L<sup>-1</sup>. Por sua vez, as porcentagens médias de remoção mostraram grande variação, com valores entre 20 e 80%. Os maiores erros e desvios

padrões ocorreram para os três leitos nos tempos de reação de 24 e 48 h.

Os comportamentos dos leitos mostraram-se semelhantes e as análises estatísticas não revelaram diferenças significativas entre as médias para o fator tipo de leito; já a análise do fator tempo de reação apresentou diferenças significativas em nível de 1,0%. Com os tempos de reação de 96 e 72 h, as respectivas remoções médias de DQO (73,50 e 70,47%) mostraram-se estatisticamente superiores às relativas aos tempos de 24 e 48 h (26,04 e 29,15%) para os três tipos de leito. As remoções elevadas para os tempos de 72 e 96 h, ocasionaram efluentes com baixa DQO (média de 42,80 mg L<sup>-1</sup>).

Segundo Valentim (1999) a retirada de fósforo do meio se dá pelo processo de adsorção promovida pela matéria orgânica em decomposição, pela formação de compostos insolúveis com ferro e manganês e, também, pela absorção pela planta. Na Figura 3C têm-se os resultados de remoção de fósforo total do afluente e efluente para os diferentes tratamentos. Foram registrados elevada variação (3 - 22%) e grandes erros e desvios padrões para todos os tratamentos.

O fator tipo de leito mostrou diferença significativa em nível de 5% para a remoção de fósforo. No leito 1 (*Typha* sp) registraram-se as remoções mais elevadas de fósforo para os tempos de 48, 72 e 96 h (respectivamente, 20, 30 e 25%). Este fato pode ser atribuído à absorção pela planta do fósforo livre, pois a *Typha* sp apresentou alta taxa de crescimento e produção de biomassa (folhas e raízes) durante o período das análises. No leito 2, cultivado com *Eleocharis* sp, foi registrada remoção média de 11,42%, o que poderia ser um indicativo de baixa remoção por absorção das raízes das plantas, quando comparado com o leito 3, não-vegetado, que indicou média de remoção menor (8,55%).

A análise estatística do fator tempo de reação também mostrou diferenças significativas entre as médias, em nível de 5%. Ao tempo de reação de 72 h correspondeu a maior média de remoção (19,24%), sendo esta estatisticamente superior à remoção referente ao tempo de 24 h (4,48%). Aos tempos de 48 e 96 h corresponderam remoções de, respectivamente, 16,92 e 13,28%, sendo estas estatisticamente iguais. Os resultados

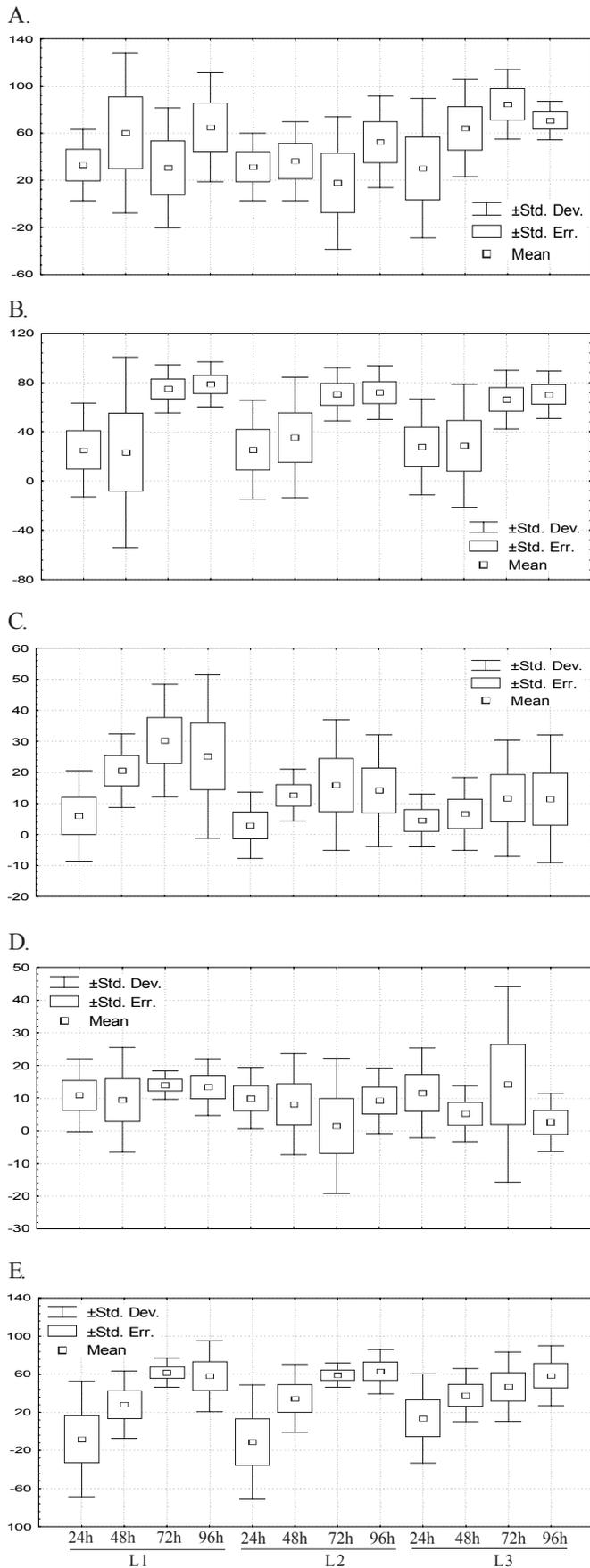


Figura 3. Variação da remoção média (%) de (A) sólidos suspensos, (B) DQO, (C) fósforo, (D) nitrogênio amoniacal (E) nitrato para os três tipos de leito (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96 h)

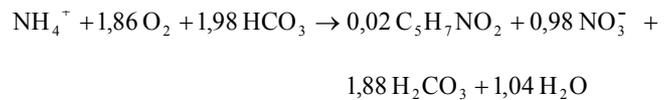
indicaram que os maiores tempos de reação proporcionaram maior remoção para os leitos vegetados, devido ao tempo requerido pelas plantas para absorção do fósforo.

Na Figura 3D encontram-se os dados referentes à remoção de nitrogênio amoniacal. Observaram-se concentrações médias relativamente altas de nitrogênio amoniacal no afluente dos leitos (24,5 – 50,75 mg L<sup>-1</sup>), como resultado da amonificação de compostos nitrogenados no RAC. Os valores no afluente e efluente mantiveram-se muito próximos, como pode ser observado pela pequena remoção (1,48 – 14,17%).

No leito 1 (*Typha* sp) foram registradas remoções de nitrogênio amoniacal entre 10 e 15% para todos os tempos de reação, enquanto no leito 2 (*Eleocharis* sp) a remoção foi de aproximadamente 10% para os tempos de 24, 48 e 96 h e 1,48% para o tempo de reação de 72 h. No leito não-cultivado (3), a maior remoção média (14,17%) foi registrada para o tempo de reação de 72 h, com grande desvio padrão; para os demais tempos de reação a remoção média situou-se entre 5,23 e 10,2%.

As análises fatoriais realizadas para os fatores tipo de leito e tempo de reação, não indicaram diferenças significativas entre as médias.

A equação abaixo apresenta o balanço estequiométrico do processo de nitrificação (Green et al., 1998):



Pela equação observa-se que, para cada mol de amônia oxidado, são requeridos 1,86 mol de oxigênio e liberados 0,98 mol de nitrato. Assim, para valores de remoção observados (1,48 – 14,17%), correspondentes a aproximadamente 5,0 mg L<sup>-1</sup> (0,35 mmol L<sup>-1</sup>) de nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), seriam requeridos cerca de 23,43 mg L<sup>-1</sup> (0,65 mmol L<sup>-1</sup>) de oxigênio (O<sub>2</sub>) e liberado cerca de 1,0 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N).

Na Figura 3E encontram-se os dados relativos à remoção de nitrato nos leitos para os diferentes tratamentos. As concentrações de nitrato mantiveram-se relativamente baixas no afluente (0,4 – 1,3 mg L<sup>-1</sup>) e efluente (0,1 – 0,9 mg L<sup>-1</sup>).

Destaca-se, para o tempo de 24 h nos leitos cultivados com *Typha* sp e *Eleocharis* sp, um aumento nas concentrações de nitrato do efluente, respectivamente de 8,06 e 11,11%. Este aumento das concentrações de nitrato poderia estar relacionado à ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de oxigênio fornecida ao sistema durante o processo de drenagem dos leitos, e às melhores condições de desenvolvimento das bactérias nitrificantes na rizosfera das macrófitas e a liberação pelas raízes de uma quantidade adicional de oxigênio para o meio. Para o leito não-vegetado (3) no tempo de 24 h, observa-se uma pequena diminuição da concentração de nitrato (13,73%), diferente do ocorrido com os leitos cultivados, porém este aumento percentual de nitrato para os leitos cultivados representa um pequeno aumento da concentração, em torno de 0,3 mg L<sup>-1</sup>. Considerando-se, pela

análise do nitrogênio amoniacal, que aproximadamente  $5 \text{ mg L}^{-1}$  de amônia foram consumidos para nitrificação esperava-se, pela equação de nitrificação, a geração de cerca de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato. A diferença entre o valor esperado teoricamente e o medido, pode estar relacionada à ocorrência de nitrificação apenas nas primeiras horas, sendo que no tempo restante até o momento da análise (24 h), podem ter ocorrido desnitrificação e conseqüente diminuição da concentração de nitrato.

O leito não-vegetado apresentou relação direta entre o aumento do tempo de reação (24, 48, 72 e 96 h) e a remoção de nitrato (13, 38, 46 e 58%). Para os leitos vegetados depois do aumento de nitrato identificado no tempo de 24 h, foi registrada uma remoção em torno de 60% para os tempos de 48 e 72 h. Com tempo de 96 h nos leitos cultivados não se registrou remoção adicional de nitrato.

Para os tempos de 48, 72 e 96 h todos os leitos mostraram comportamento semelhante, com elevada remoção de nitrato. Este comportamento poderia ser atribuído ao processo de desnitrificação: todo oxigênio fornecido inicialmente pela drenagem do sistema teria sido utilizado pelas bactérias facultativas nas primeiras horas, estabelecendo-se uma condição anóxica; nessas condições, as bactérias facultativas, na ausência de oxigênio, utilizam o nitrato como principal aceptor de elétron, liberando para o meio e, conseqüentemente, para a atmosfera, nitrogênio na forma de gás.

Outra hipótese é o consumo desta forma de nitrogênio pelas plantas, o que contribuiria para a maior remoção observada nos leitos vegetados em comparação com o controle.

#### Análise do desenvolvimento das macrófitas

As mudas de *Typha* sp e *Eleocharis* sp foram retiradas do sistema em operação há quatro anos e analisadas por Valentim (1999). Em cada leito foram plantadas 20 mudas de cada espécie e, posteriormente, acompanhado seu desenvolvimento ao longo do tempo. Para o leito com *Typha* sp, o desenvolvimento da espécie pode ser mensurado pelo número de plantas; nos primeiros 60 dias o número de plantas duplicou, passando para 40, sendo que ao final de 150 dias de desenvolvimento foram identificadas cerca de 90 plantas.

Nas Figuras 4 e 5 apresentam-se uma vista geral dos leitos de *Typha* sp e *Eleocharis* sp com 207 dias de desenvolvimento, numa vista geral, e os detalhes do florescimento.

É de se destacar a grande diferença de produção de biomassa entre as duas macrófitas cultivadas:  $50,38 \text{ t ha}^{-1}$  para a *Typha* sp e  $5,02 \text{ t ha}^{-1}$  para a *Eleocharis* sp (Tabela 3).

Tabela 3. Produção de biomassa (verde e seca) dos leitos, após o corte

Macrófita cultivada	Área do leito ( $\text{m}^2$ )	Biomassa verde (kg)	Biomassa seca (kg)	Total ( $\text{t ha}^{-1}$ )
<i>Typha</i> sp	1,76	38,0	9,0	50,38
<i>Eleocharis</i> sp	1,76	6,0	1,0	5,02

Relacionando esses valores com as remoções de nitrogênio e fósforo, nota-se que, com a espécie *Typha* sp obteve-se, simultaneamente, maior produção de biomassa e maior remoção desses dois elementos químicos.

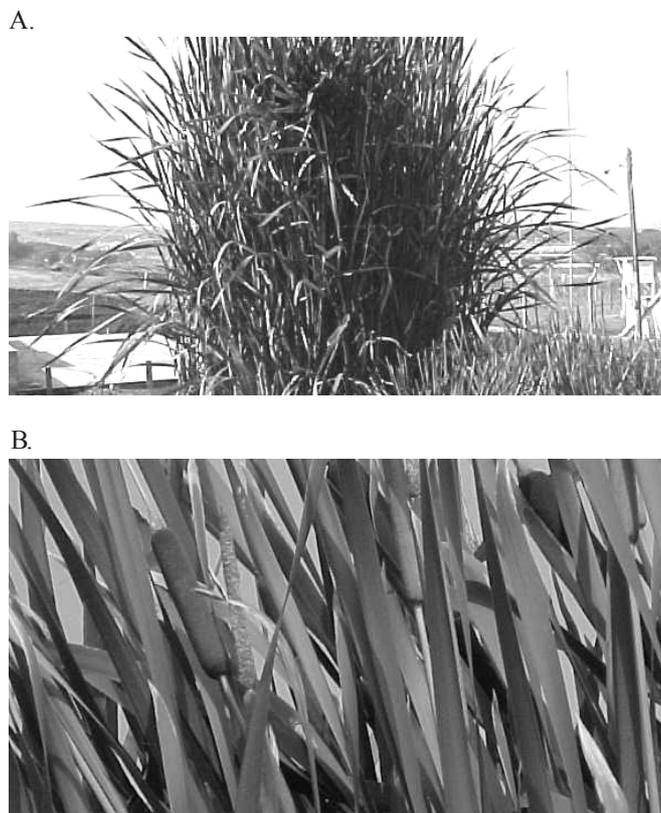


Figura 4. Vista do leito de *Typha* sp com 207 dias de desenvolvimento (A) e detalhe do florescimento (B)

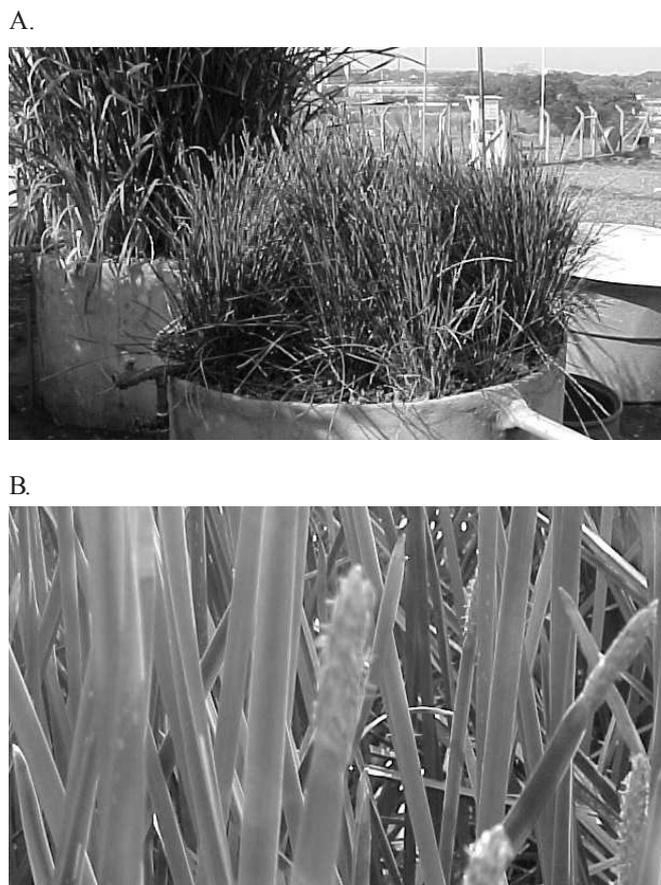


Figura 5. Vista do leito de *Eleocharis* sp com 207 dias de desenvolvimento (A) e detalhe do florescimento (B)

## CONCLUSÕES

1. A técnica construtiva de ferrocimento, com a utilização de impermeabilizante, demonstrou ser uma excelente opção para construção de sistemas de tratamento de água residuária em pequena escala.
2. O Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) apresentou elevada remoção de sólidos sedimentáveis e suspensos totais.
3. A análise do lodo das duas câmaras do RAC indicou características floculentas, sem a observação de grânulos.
4. A análise do parâmetro sólidos suspensos totais revelou grandes variações nos leitos cultivados, não sendo possível identificar qualquer tendência.
5. Em relação à DQO, observaram-se diferenças estatisticamente significativas para os diferentes tempos de reação, sendo que o aumento do tempo de reação correspondeu a um aumento de remoção.
6. Na análise do parâmetro fósforo, observaram-se diferenças significativas entre as médias para os fatores tipo de leito e tempo de reação.
7. Não foram observadas diferenças significativas de remoção de nitrogênio amoniacal para os fatores tipo de leito e tempo de reação.
8. Para os leitos cultivados (*Typha* sp e *Eleocharis* sp) observou-se aumento da concentração de nitrato no efluente para o tempo de 24 h.
9. O leito não-cultivado indicou diminuição da concentração de nitrato para o tempo de 24 h, o que poderia indicar dificuldade para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes no meio suporte, sem a presença das raízes.
10. Para os tempos de 48, 72 e 96 h, todos os leitos apresentaram comportamento semelhantes, com elevada remoção de nitrato.
11. As macrófitas *Typha* sp e *Eleocharis* sp, particularmente a primeira, apresentaram grande desenvolvimento e adaptação às condições do meio, determinadas pelas características da água residuária.

## AGRADECIMENTOS

À Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

## LITERATURA CITADA

- Barros, W.; Campos, J.R. Tratamento de esgotos sanitários por reator anaeróbio compartimentado, Anais. Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 23. La Habana - Cuba, p.297-307, 1992.
- Campos, J. C.; Ferreira, J. A.; Mannarino, C. F.; Silva, H. R.; Borba, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai(RJ) utilizando wetland. Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, Proceedings, Vitória: ABES, 2002. CD Rom
- Green, M.; Friedler, E.; Safrai, I. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump, Water Research, v.32, n.12, p.3513-3520, 1998.
- Hegemann, W. "Natural wastewater treatment systems in Germany - Constructed wetlands and lagoons", Anais: Seminário Internacional Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais, Belo Horizonte, 1996. p.81-105,
- Mansor, M. T. C. Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias. Campinas: UNICAMP, 1998. 106p. Dissertação Mestrado
- Mazzola, M. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. Campinas: UNICAMP, 2003. 99p. Dissertação Mestrado
- Nour, E.A.A. Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado. São Carlos: USP, 1996. 148p. Tese Doutorado
- Povinelli, S.C.C. Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário. São Carlos: USP, 1994. 181p. Dissertação Mestrado
- Sezerino, P. H.; Reginatto, V.; Soares, H. M., Philippi, L. S. Wetlands como polimento de efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos – início de operação. Proceedings: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória: ABES, 2002. CD Rom
- Souza, L. E. L.; Bernardes, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados, Simpósio Italo-Brasiliense de Ingeniería Sanitaria-Ambientale, 3, Anais... ABES: Gramado - RS, v.1, n.9. 1996.
- Valentim, M.A.A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado. Campinas: UNICAMP, 1999. 119p. Dissertação Mestrado
- van Haandel, A.C.; Lettinga, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: UFPB, 1994, 240p.
- Wolverton, B. C. Aquatic plant / microbial filters for treating septic tank effluent, Chattanooga, International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, 1988. p. 173-177
- Wood, R. B.; Mcartamery, C. F. Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal: Hydrobiologia, Dordrecht, v. 340, p. 323-331, 1996.