

## EFICIÊNCIA DE ESPÉCIES VEGETAIS NA PURIFICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO<sup>1</sup>

Rogério de Araújo Almeida<sup>2</sup>, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira<sup>2</sup>,  
Huberto José Kliemann<sup>2</sup>

### ABSTRACT

#### VEGETAL SPECIES EFFICIENCY ON WASTEWATER TREATMENT

The objective of this study was to evaluate the efficiency of substrates and vegetal species to treat sanitary wastewater, in a subsurface downward flow root zone system, after previous decantation. The experiment was carried out at Samambaia Campus, Federal University of Goiás, Goiânia, Goiás State, Brazil. The vegetal species were narrow-leaf cattail (*Typha angustifolia* L.), white ginger (*Hedychium coronarium* J. König), Job's tears (*Coix lacryma-jobi* L.), and para grass (*Urochloa mutica* (Forssk.) T.Q. Nguyen). The system revealed to be efficient on wastewater pollutants removal, meeting the effluent standards established by current Brazilian regulation, except for ammonium-nitrogen. Narrow leaf cattail and white ginger showed to be more efficient on BOD reduction, substrate oxygenation, and ammonium-nitrogen and coliforms removal. Narrow leaf cattail was more efficient on phosphate removal. The efficiency on coliforms removal reached levels close to totality. Coconut fibre was the less efficient substrate for BOD and COD reduction and withdrawal of ammonium-nitrogen and coliforms.

KEY WORDS: wastewater treatment, constructed wetlands, rootzone.

### RESUMO

O presente estudo objetivou avaliar a eficiência de substratos e de espécies vegetais no tratamento de esgoto sanitário, num sistema do tipo zona de raízes com fluxo subsuperficial descendente, após decantação. O experimento foi conduzido no campus Samambaia, da Universidade Federal de Goiás, em Goiânia, Goiás, Brasil. As espécies avaliadas foram taboa (*Typha angustifolia* L.), lírio do brejo (*Hedychium coronarium* J. König), conta-de-lágrima (*Coix lacryma-jobi* L.) e capim Angola (*Urochloa mutica* (Forssk.) T.Q. Nguyen). O sistema mostrou-se eficiente na remoção de poluentes do esgoto, atendendo aos padrões estabelecidos pela legislação brasileira vigente, exceto para o nitrogênio amoniacal. A taboa e o lírio-do-brejo mostraram-se mais eficientes na redução da DBO, na oxigenação do substrato, na remoção do nitrogênio amoniacal e na remoção de coliformes. A taboa foi mais eficiente na remoção de fosfatos. A eficiência na remoção de coliformes atingiu níveis próximos à totalidade. Dentre os substratos avaliados, a casca de coco foi o menos eficiente na redução da DBO e da DQO e na remoção do nitrogênio amoniacal e dos coliformes.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de esgotos, alagados construídos, zona de raízes.

### INTRODUÇÃO

O destino final de qualquer efluente urbano é, geralmente, o encaminhamento a um corpo de água. Em consequência desse lançamento, aparecem certos inconvenientes, como o desprendimento de maus odores, o sabor estranho na água potável e a mortandade de peixes. A saúde pública pode ser ameaçada pela contaminação das águas (Imhoff &

Imhoff 2002). Via de regra, os danos causados pelo lançamento de esgotos nos mananciais são evitados se o esgoto for submetido a tratamento prévio.

Segundo McGhee (1991), é possível tratar o esgoto a qualquer grau que se deseje, para torná-lo utilizável para qualquer fim. São diversas as operações, os processos e os sistemas de tratamento, químicos, físicos, biológicos ou combinados, que possibilitam a purificação dos esgotos (Tchobanoglous

1. Parte da tese de doutorado do primeiro autor, apresentada à Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PPGA-UFG). Trabalho recebido em nov./2005 e aceito para publicação em dez./2006 (registro nº 663).

2. Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Caixa Postal 131, CEP 74001-970 Goiânia, GO.  
E-mails: [raa@agro.ufg.br](mailto:raa@agro.ufg.br); [lfco@agro.ufg.br](mailto:lfco@agro.ufg.br); [kliemann@agro.ufg.br](mailto:kliemann@agro.ufg.br)

1991, Von Sperling 1996, Andrade Neto 1997, Coraucci Filho *et al.* 2003, Telles 2003).

A utilização de plantas no tratamento de esgoto representa uma tecnologia emergente, eficiente, estética e de baixos custos energéticos, que está se revelando como uma boa alternativa aos sistemas convencionais (Viczevski & Marchesini 2002, Presznhuk *et al.* 2003, Almeida *et al.* 2005).

A vegetação desempenha um papel fundamental no tratamento de esgotos com plantas, pela transferência de oxigênio através das raízes e rizomas (Dias *et al.* 2002), ao fundo dos leitos de tratamento, tornando o ambiente propício ao desenvolvimento de microorganismos que atuam no tratamento biológico (Tchobanoglous 1991). Todavia, a remoção dos contaminantes ocorre em resultado de complexas interações de fenômenos de natureza química, física e biológica. É o complexo "substrato-microbiota-plantas" que assegura a descontaminação, e não, as plantas ou qualquer outro componente isoladamente. Normalmente, o sistema com plantas é utilizado como tratamento secundário (Tchobanoglous 1991, Sievers 1993, Dias *et al.* 2002); mas, também pode ser utilizado no tratamento primário (Solano *et al.* 2004), desde que o esgoto bruto esteja livre de material grosseiro.

Embora se saiba da capacidade das plantas em purificar o esgoto, faltam informações que quantifiquem o papel desenvolvido por uma variedade de espécies vegetais potencialmente utilizáveis nas estações de tratamento (Gersberg *et al.* 1986). Assim, o presente estudo objetivou avaliar a eficiência de substratos e de espécies vegetais, nativas ou naturalizadas da região de Goiânia, GO, no tratamento de esgoto sanitário.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Campus Samambaia, da Universidade Federal de Goiás-UFG, em Goiânia, Goiás (16°36' de latitude sul, 49°17' de longitude oeste e 730 m de altitude), no ano de 2003. O clima do local, na classificação de Köppen, é do tipo Aw (quente e semi-úmido com estação seca bem definida, de maio a setembro), com temperatura média anual de 23,2°C e médias mínimas e máximas de 17,9°C e 29,8°C, respectivamente. A precipitação pluvial média anual é de 1.575,9 mm e o total anual de insolação é de 2.588,1 horas (Brasil 1992).

O sistema de tratamento analisado constituiu-se de um gradeamento (tela na entrada do tubo de captação do esgoto), de um tanque séptico, representado por caixas de decantação e de bombeamento, e de uma zona de raízes, dispostos nesta seqüência. O esgoto foi captado diretamente da rede de esgotos do Campus da UFG, submetido a gradeamento e conduzido a uma caixa de decantação (1.500 L úteis de capacidade), onde ocorria a separação da parte sólida sedimentável (lodo de esgoto e areia) e dos materiais flutuantes (gordura, plásticos, etc.). A parte líquida, situada na altura intermediária da coluna de esgoto, passava para uma segunda caixa (caixa de bombeamento com 1.500 L úteis de capacidade) onde permanecia disponível para aplicação nos módulos de tratamento. A passagem do esgoto pelas caixas de decantação e de bombeamento foi considerada como um tratamento primário do tipo tanque séptico ou decanto-digestor (Nuvolari 2003a). Assim, o tratamento com as plantas pode ser classificado como secundário, definido como um processo predominantemente biológico (McGhee 1991, Von Sperling 1996), que objetiva principalmente a remoção de matéria orgânica e, eventualmente, de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

A aplicação do esgoto primário foi feita no centro da superfície de cada módulo, três vezes ao dia (às 3:00, 11:00 e 19:00 horas), num volume total de 120 L diários. Os tempos de detenção foram de 36,6 horas nas caixas de decantação e bombeamento (1.965,6 L por dia em 3.000 L de volume útil das caixas) e de 61,50 horas nos módulos de tratamento (0,7 m<sup>3</sup> de substrato com 45% de espaços vazios, em cada módulo), totalizando 98,17 horas (4,09 dias) de detenção.

Os módulos de tratamento eram em número de dezesseis, distantes 2,0 m uns dos outros, agrupados quatro a quatro, num delineamento experimental de parcelas subdivididas, sendo as parcelas representadas pelos substratos (quatro combinações) e as subparcelas pelas plantas (quatro espécies vegetais). As repetições, em número de treze, foram constituídas pelas amostragens do esgoto.

Cada módulo representou uma unidade de tratamento de esgotos, do tipo zona de raízes, com fluxo subsuperficial vertical descendente (Brix 1993). Foi constituído por uma caixa, construída em fibra de vidro, com um metro cúbico de capacidade volumétrica, dotada de orifícios para entrada e saída de líquidos, preenchida com camadas sobrepostas de

substrato até, aproximadamente, 200 mm de sua borda superior (volume reservado para se evitar transbordamentos em função do acúmulo de águas de chuva ou da aplicação de esgoto).

Antes do preenchimento das caixas com os substratos, fez-se uma camada de drenagem com brita nº 1 ou fibra seca de casca de coco verde. Posteriormente, procedeu-se ao preenchimento com os demais materiais (Figura 1). Foram utilizados areia (39% de partículas com diâmetro entre 0,250 mm e 0,500 mm e 40,81% de partículas com diâmetro entre 0,105 mm e 0,250 mm), fibra seca de casca de coco verde, substrato de fibra de coco, casca de arroz carbonizada e conchas de ostras marinhas.

As mudas das espécies vegetais foram coletadas às margens de mananciais hídricos, na área metropolitana de Goiânia, GO. Foram utilizadas a taboa (*Typha angustifolia* L.), o lírio do brejo (*Hedychium coronarium* J. König), a conta-de-lágrima (*Coix lacryma-jobi* L.) e o capim Angola (*Urochloa mutica* (Forssk.) T.Q. Nguyen). Plantaram-se as mudas nos primeiros 100 mm do substrato, na última semana de novembro de 2002, utilizando-se dez unidades vegetativas para cada módulo de tratamento, exceto para a taboa, cujo estande foi de nove plantas por metro quadrado ou módulo.

Não foi feita irrigação dos módulos nesse período inicial, sendo a umidade mantida pelas precipitações pluviais. Semanalmente, fez-se a contagem das plantas, retirando-se aquelas que haviam morrido e plantando outras em seu lugar. As plantas foram podadas, periodicamente, visando mantê-las dentro da projeção vertical das laterais dos módulos de tratamento e aquelas que morreram após o início da

aplicação de esgoto não foram retiradas do sistema, nem replantadas.

A aplicação do esgoto iniciou-se somente após o pegamento e desenvolvimento satisfatório de todas as espécies vegetais, em todos os módulos de tratamento, conforme recomendam Sievers (1993) e Solano *et al.* (2004). Isso ocorreu em meados de janeiro de 2003. O nível do esgoto dentro dos módulos foi mantido a cerca de 100 mm abaixo da superfície do substrato, pelo posicionamento externo do tubo de drenagem.

A partir de junho de 2003, quinzenalmente, por um período de seis meses, foram coletadas amostras de esgoto na saída de cada um dos módulos (dezesseis pontos de coleta), na entrada de esgoto nos módulos de tratamento (um ponto de coleta, feito aleatoriamente entre os módulos) e na entrada do esgoto na caixa de decantação (um ponto de coleta que representava o esgoto bruto). As amostras, não filtradas, foram submetidas a análises laboratoriais e os resultados foram utilizados no cálculo da eficiência na remoção de atributos do esgoto. As coletas das amostras e suas análises foram realizadas pela Agência Ambiental do Estado de Goiás, conforme metodologias determinadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha 1998).

Para os cálculos estatísticos, determinou-se o índice de eficiência no tratamento de esgoto pela utilização da equação: *Eficiência = entrada / saída*, em que, entrada refere-se ao teor médio de um determinado atributo do esgoto bruto; e saída, ao teor de um determinado atributo do esgoto, após passar pelo módulo de tratamento.

folga livre 0,200 m <sup>3</sup> GM47	folga livre	folga livre	folga livre
0,444 m <sup>3</sup> f.c.v.	0,644 m <sup>3</sup> areia	0,120 m <sup>3</sup> areia	0,120 m <sup>3</sup> areia
		0,011 m <sup>3</sup> concha	0,011 m <sup>3</sup> concha
		0,120 m <sup>3</sup> areia	0,120 m <sup>3</sup> areia
		0,011 m <sup>3</sup> c.a.c.	0,011 m <sup>3</sup> c.a.c.
		0,120 m <sup>3</sup> areia	0,120 m <sup>3</sup> areia
		0,011 m <sup>3</sup> c.a.c.	0,011 m <sup>3</sup> c.a.c.
		0,120 m <sup>3</sup> areia	0,120 m <sup>3</sup> areia
		0,011 m <sup>3</sup> c.a.c.	0,011 m <sup>3</sup> c.a.c.
0,150 m <sup>3</sup> f.c.v.	0,150 m <sup>3</sup> brita	0,150 m <sup>3</sup> brita	0,150 m <sup>3</sup> f.c.v.
substrato S1	substrato S2	substrato S3	substrato S4

Figura 1. Esquema de preenchimento dos módulos de tratamento de esgoto com camadas de substrato (GM47: substrato de fibra de coco Amafibra Golden Mix 47; f.c.v.: fibra de casca de coco verde, seca; areia: areia lavada; brita: brita nº 1; concha: conchas de ostras marinhas; c.a.c.: casca de arroz carbonizada).

Os teores médios dos atributos do esgoto bruto foram utilizados, em substituição aos teores verificados em cada uma das análises, em função das coletas de esgoto bruto e tratado terem sido realizadas no mesmo dia. Como o tempo de detenção foi de 4,09 dias, o material de saída correspondia àquele aplicado quatro dias antes.

Foram avaliados os efeitos dos substratos e das espécies vegetais sobre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fosfatos, coliformes totais e coliformes fecais. Os dados foram submetidos ao teste de Tukey-Kramer (Kramer 1956, Hayter 1984), sendo descartados os dados correspondentes à parcela com substrato S2 (brita nº 1 + areia), por ter apresentado um vazamento na parte central da base de um dos módulos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O valor médio geral de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no efluente do sistema foi de 18,35 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (Tabela 1). A maior taxa de redução foi obtida pela taboa (92%), embora não diferindo do

Tabela 1. Eficiência percentual<sup>1</sup> e índice de eficiência de plantas na purificação e valores médios<sup>2</sup> de atributos de esgoto submetido a tratamento por zona de raízes (Goiânia, GO, 2005).

Planta	DBO <sup>3</sup>		DQO <sup>3</sup>		OD <sup>3</sup>	
	%	Índice	%	Índice	%	Índice
Angola	85,02	0,92 b	88,09	0,96 a	-34,05	-0,10 c
Conta	86,88	0,93 b	87,91	0,99 a	-37,94	-0,11 bc
Lírio	88,38	1,11 ab	89,39	1,04 a	-58,86	-0,19 ab
Taboa	91,81	1,26 a	89,50	1,06 a	-74,03	-0,23 a
CV (%)	25,98		17,73		69,67	
Média	18,35 mg L <sup>-1</sup>		77,39 mg L <sup>-1</sup>		1,64 mg L <sup>-1</sup>	
Planta	N amoniacal <sup>3</sup>		Nitrito		Nitrato	
	%	Índice	%	Índice	%	Índice
Angola	32,33	0,53 ab	-160,12	0,38 a	85,69	18,08 a
Conta	19,82	0,31 b	-160,12	0,38 a	64,61	11,88 ab
Lírio	53,46	1,18 a	-160,12	0,38 a	70,18	14,33 ab
Taboa	50,19	0,79 ab	-167,70	0,37 a	50,45	9,07 b
CV (%)	127,79		4,22		74,5	
Média	44,68 mg L <sup>-1</sup>		0,05 mg L <sup>-1</sup>		2,03 mg L <sup>-1</sup>	
Planta	Fosfatos <sup>3</sup>		Coliformes totais <sup>3</sup>		Coliformes fecais <sup>3</sup>	
	%	Índice	%	Índice	%	Índice
Angola	59,13	0,72 a	99,97	4,51 a	99,96	4,72 a
Conta	33,91	0,27 b	99,60	3,72 b	99,61	3,94 a
Lírio	46,45	0,46 ab	99,58	4,33 ab	99,61	4,59 a
Taboa	72,00	0,92 a	99,93	3,84 ab	99,97	4,30 a
CV (%)	61,48		15,94		5,49	
Média	3,18 mg L <sup>-1</sup>		519,53 mg L <sup>-1</sup>		0,08 mg L <sup>-1</sup>	

<sup>1</sup> eficiência percentual = 100((entrada-saída)/entrada); índice de eficiência = entrada/saída; em que: entrada: valor do atributo na entrada da caixa de decantação e saída: valor do atributo na saída do módulo de tratamento. Valores seguidos por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer a 5% de probabilidade;

<sup>2</sup> observados em amostras coletadas nas saídas dos módulos de tratamento;

<sup>3</sup> dados transformados por log<sub>10</sub>(x), em que x é o índice de eficiência. (DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; N: nitrogênio).

lírio do brejo (88%), que, por sua vez, não diferiu da conta-de-lágrima (87%) e do capim Angola (85%). A redução de DBO em zonas de raízes ocorre sob condições aeróbias (Gersberg *et al.* 1986), sendo razoável assumir que as maiores remoções se devem à maior translocação de oxigênio para a rizosfera, o que estimula a quebra dos compostos carbonáceos. Os maiores níveis de oxigênio dissolvido foram observados para os tratamentos com taboa e lírio do brejo (Tabela 1), reforçando as observações de redução de DBO.

Os tratamentos com substrato fibra + casca foram menos eficientes que os tratamentos com areia (Tabela 2). A filtração da matéria orgânica, propiciada pela areia, pode ter influenciado sobre a maior eficiência dos tratamentos com este substrato na redução dos valores da DBO. Por outro lado, é possível que o substrato com casca de coco tenha contribuído com matéria orgânica para o meio, aumentando a DBO, o que resultaria na menor eficiência em sua redução, nos tratamentos com este substrato.

A redução de DBO nas caixas de decantação e de bombeamento foi de 41% (Tabela 3) e deu-se, primordialmente, por digestão anaeróbia, tendo em vista os baixos teores de oxigênio dissolvido verificados. Segundo Von Sperling (1996), um período de permanência de três a cinco dias, em lagoa anaeróbia, propicia uma redução de DBO de 50% a 60%. Neste trabalho foi verificada uma redução de

Tabela 2. Índice<sup>1</sup> de eficiência de substratos na purificação de esgoto sanitário submetido a tratamento por zona de raízes (Goiânia, GO, 2005).

Substrato <sup>2</sup>	DBO <sup>3</sup>	DQO <sup>3</sup>	OD <sup>3</sup>
areia1+brita	1,16 a	1,13 a	-0,20 a
areia1+casca	1,12 a	1,08 ab	-0,16 ab
fibra+casca	0,87 b	0,83 b	-0,12 b
Substrato	N amoniacal	Nitrito	Nitrato
areia1+brita	1,49 a	0,38 a	15,79 a
areia1+casca	0,27 b	0,38 a	12,35 ab
fibra+casca	0,35 b	0,38 a	11,88 b
Substrato	Fosfatos <sup>3</sup>	Coliformes totais <sup>3</sup>	Coliformes fecais <sup>3</sup>
areia1+brita	0,78 a	4,98 a	5,05 a
areia1+casca	0,89 a	4,12 a	4,60 a
fibra+casca	0,11 b	3,19 b	3,51 b

<sup>1</sup> índice de eficiência = entrada/saída; em que: entrada: valor do parâmetro na entrada da caixa de decantação e saída: valor na saída do módulo de tratamento. Valores seguidos por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer a 5% de probabilidade;

<sup>2</sup> areia1+brita: areia + casca de arroz carbonizada + conchas de ostras marinhas + drenagem com brita; areia1+casca: areia + casca de arroz carbonizada + conchas de ostras marinhas + drenagem com fibra de casca de coco; fibra+casca: substrato de fibra de coco Amafibra Golden Mix 47 + fibra de casca de coco + drenagem com fibra de casca de coco;

<sup>3</sup> dados transformados por log<sub>10</sub>(x), em que x é o índice de eficiência, para efeito de análise estatística. (DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; N: nitrogênio).

Tabela 3. Valores médios de atributos<sup>1</sup> e eficiência na sua redução em esgoto sanitário submetido a tratamento num sistema do tipo zona de raízes com fluxo vertical descendente, precedido por uma decantação (Goiânia, GO, 2005)

Local/Eficiência	DBO (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	OD (mg L <sup>-1</sup> )
esgoto bruto	147,44	553,00	1,13
redução (%)	40,88	46,07	20,00
após decantação	87,18	298,25	0,90
redução (%)	78,95	74,05	-82,22
após plantas	18,35	77,39	1,64
redução total (%)	87,55	86,01	-45,78
Local/Eficiência	N amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )
esgoto bruto	63,83	0,04	2,77
redução (%)	2,81	16,11	-48,19
após decantação	62,04	0,03	4,10
redução (%)	27,98	-55,04	50,49
após plantas	44,68	0,05	2,03
redução total (%)	30,01	-30,06	26,63
Local/Eficiência	Fosfatos (mg L <sup>-1</sup> )	Coliformes totais (NMP 100mL <sup>-1</sup> )	Coliformes fecais (NMP 100mL <sup>-1</sup> )
esgoto bruto	7,08	4,2.10 <sup>6</sup>	3,8.10 <sup>6</sup>
redução (%)	12,68	84,82	83,85
após decantação	6,18	6,4.10 <sup>6</sup>	6,1.10 <sup>6</sup>
redução (%)	48,54	88,85	90,50
após plantas	3,18	7,2.10 <sup>5</sup>	5,8.10 <sup>5</sup>
Redução total (%)	55,07	98,31	98,47

<sup>1</sup> - DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; N: nitrogênio.

41%, em 36 horas de detenção nas caixas de decantação e de bombeamento, o que leva a considerar que a redução de DBO poderia ter sido maior, com o aumento do tempo de detenção.

Na zona de raízes, a eficiência na redução de DBO foi de 79% (Tabela 3), compatível com relatos de pesquisas que apontam eficiências da ordem de 74% (Gersberg *et al.* 1986) a 99,4% (Viczevski & Marchesini 2002). A DBO na entrada do sistema foi baixa (147,44 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>), haja vista que a média para esgotos domésticos encontra-se entre 200 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> e 350 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (Pessôa & Jordão 1982, Von Sperling 1996, Fernandes 1997, Nuvolari 2003b). Isso talvez se deva à presença de pontos de estrangulamento no fluxo de esgoto antes do experimento. Nesses locais, a velocidade do esgoto é reduzida, permitindo a decantação de matéria orgânica com formação de lodo e conseqüente atividade microbiana, a qual atua oxidando a matéria orgânica responsável pela DBO. Por outro lado, pode ser que a baixa DBO seja uma característica inerente ao esgoto local.

A demanda química de oxigênio (DQO) média no efluente do sistema foi de 77,39 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (Tabela 1). A redução situou-se entre 88,0% e 89,5%, não diferindo (p>0,05) entre as espécies de plantas. Os tratamentos com o substrato fibra + casca foram menos eficientes na redução da DQO, embora não

tenham diferido daqueles com o substrato areial + casca (Tabela 2), o que sugere uma contribuição da matéria orgânica da casca de coco para a DQO. A redução de DQO foi de 46% nas caixas de decantação e de bombeamento, e de 74% na zona de raízes (Tabela 3).

Os resultados mostram que o substrato teve maior influência na redução de DQO do que as plantas. Sikora *et al.* (1995) verificaram que o tratamento testemunha (sem plantas) foi tão eficiente na redução de DQO quanto os tratamentos com plantas. Solano *et al.* (2004) afirmam que essa demanda é reduzida, principalmente, por processos físicos (sedimentação e filtração). A eficiência na redução de DQO observada pelos autores foi 76%. Van Kaick (2002) verificou uma eficiência nessa redução de 81,6%; Viczevski & Marchesini (2002) observaram 99,6% de redução; e Presznhuk *et al.* (2003), uma redução de 85,8%.

A eficiência na redução de oxigênio dissolvido (OD) foi negativa em todos os tratamentos (Tabela 1), indicando o aumento desse tipo de oxigênio, o que era esperado. O maior incremento de OD foi verificado no tratamento com taboa (74,03%), que não diferiu do lírio do brejo (58,86%). O lírio foi superior ao capim Angola (34,05%) e não diferiu da conta-de-lágrima (37,94%), que, por sua vez, também não diferiu do capim Angola. Os resultados de OD reforçam aqueles obtidos com DBO, todavia, os valores de OD são muito baixos, sugerindo ineficiência do sistema na oxigenação do esgoto. Os tratamentos com os substratos que contêm casca de coco mostraram tendência de eficiências menores (Tabela 2).

O teor de oxigênio dissolvido apresentou uma redução de 20% nas caixas de decantação e de bombeamento (Tabela 3), indicando o consumo de oxigênio por microorganismos. O teor verificado após as caixas foi de apenas 0,9 mg L<sup>-1</sup>. Considerando-se que as amostras foram coletadas após o bombeamento, que promove certa aeração do líquido, conclui-se que a ação de microorganismos anaeróbios é preponderante dentro das caixas. Na zona de raízes houve um acréscimo de cerca de 82% no teor de oxigênio, em função da oxigenação propiciada pela altura de queda do esgoto na superfície dos módulos e pela liberação de oxigênio pelas raízes das plantas. A transferência de oxigênio pelas plantas à rizosfera é um requisito para que alguns processos microbiológicos de remoção de poluentes funcionem efetivamente (Tchobanoglous 1991, Brix 1993, Sievers 1993).

O lírio do brejo mostrou-se mais eficiente na redução do teor de nitrogênio amoniacal (53,46%), embora não diferindo da taboa (50,19%) e do capim Angola (32,33%). O tratamento com conta-de-lágrima foi o menos eficiente (19,82%) e não diferiu do capim Angola e da taboa (Tabela 1). A legislação brasileira determina o limite de 20 mg L<sup>-1</sup> para o teor de N amoniacal no efluente a ser lançado em corpos d'água (Conama 2005). Nenhuma das espécies vegetais conseguiu reduzir os teores de N amoniacal satisfatoriamente, sendo que os tratamentos com substrato areial + brita foram superiores na sua remoção (Tabela 2). Tal resultado sugere uma contribuição da casca de coco para a matéria orgânica do sistema, aumentando os teores de N amoniacal.

Gersberg *et al.* (1986) verificaram eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, com taboa, de 28%. Hamersley *et al.* (2001) verificaram redução de 76,3% no teor de N amoniacal num tratamento terciário. Van Kaick (2002) verificou eficiência de 16,7% e observou que em uma das análises de saída houve aumento do teor de N amoniacal, em relação à entrada. Vicznevski & Marchesini (2002) observaram redução de 89,1%. Presznuk *et al.* (2003), em pesquisas distintas, verificaram reduções dos teores de N amoniacal de 16,7% e 70,4%.

Os esgotos domésticos apresentam entre 25 mg L<sup>-1</sup> e 30 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal (Pessoa & Jordão 1982, Von Sperling 1996, Fernandes 1997, Nuvolari 2003b). No presente trabalho, o valor médio verificado na entrada foi de 63,83 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 3), aproximadamente o dobro do padrão. Tal fato leva a considerar que haveria digestão parcial do esgoto, com conseqüente formação de nitrogênio amoniacal, já na rede coletora, ou que o elevado teor de nitrogênio amoniacal seja uma característica inerente ao esgoto avaliado.

O mecanismo predominante da remoção de nitrogênio nas zonas de raízes é a nitrificação da amônia pré-existente no esgoto ou formada pela amonificação do nitrogênio orgânico, em zonas aeróbias. Em seguida, ocorre a desnitrificação do NO<sub>3</sub>, em zonas anóxicas, para a forma de nitrogênio gasoso, que deixa o sistema (Brix 1993, Sikora *et al.* 1995, Hamersley *et al.* 2001). Com o pH do esgoto estando próximo do neutro não haveria volatilização de amônia e, de outro lado, a capacidade de absorção de nitrogênio pelas plantas é limitada (Gersberg *et al.* 1986) e pouco significativa (Hamersley *et al.* 2001).

Apenas 3% da remoção do nitrogênio amo-

niacal ocorreram dentro das caixas de decantação e de bombeamento, enquanto os módulos de tratamento propiciaram redução de 28% (Tabela 3). A nitrificação dentro das caixas foi muito pequena, uma vez que o teor de oxigênio dissolvido situou-se por volta de 1,0 mg L<sup>-1</sup> (Sikora *et al.* 1995). A oxidação bacteriana do nitrogênio amoniacal ocorre posteriormente às reações de desoxigenação carbonácea, uma vez que as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento menor do que as heterotróficas. Assim, a nitrificação também ocorre mais lentamente (Von Sperling 1996, Fernandes 1997).

A presença das plantas e a espécie utilizada fazem uma diferença significativa na eficiência de remoção de amônia (Gersberg *et al.* 1986). O tratamento de esgoto em filtro lento de areia, operado sempre saturado, sem plantas, não propicia o processo de nitrificação devido às condições anaeróbias preponderantes. Nos módulos de tratamento, as bactérias nitrificadoras utilizaram o oxigênio ofertado pelas raízes das plantas para oxidar o nitrogênio amoniacal, conforme relatam Gersberg *et al.* (1986), Tchobanoglous (1991), Brix (1993), Sievers (1993) e Sikora *et al.* (1995). Todavia, os elevados teores de N amoniacal na saída do sistema deixam claro que as espécies vegetais não conseguiram oxigenação suficiente da rizosfera para propiciar sua redução e, ou, o tempo de detenção foi insuficiente.

A nitrificação foi o ponto de estrangulamento no processo da remoção de nitrogênio. Segundo Hamersley *et al.* (2001), isso ocorre devido à baixa disponibilidade de oxigênio e ao lento desenvolvimento dos microrganismos nitrificadores, sugerindo que devem ser desenvolvidos métodos para melhorar a oxigenação do substrato para aumentar a nitrificação (Sikora *et al.* 1995).

O aumento da eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal também pode ser conseguido mediante aumento do tempo de detenção (Tchobanoglous 1991, Brix 1993, Sikora *et al.* 1995, Dias *et al.* 2002, Solano *et al.* 2004), o que implica no aumento da área e, ou, do volume do leito de tratamento. Outra opção seria a utilização de plantas mais eficientes (Gersberg *et al.* 1986) ou a utilização de sistemas múltiplos com reciclagem do efluente para desnitrificação (Sikora *et al.* 1995, Dias *et al.* 2002).

O teor de nitrito aumentou 162% em relação ao valor médio de entrada, sem haver diferenças entre os tratamentos (Tabela 1). Segundo Fernandes (1997), o valor de saída refere-se ao nitrito formado

a partir do nitrogênio amoniacal, excluindo o nitrito convertido a nitrato. Houve uma redução de 16% no teor de nitrito nas caixas de decantação e de bombeamento e um aumento de 55% nos módulos de tratamento, o que sugere a prevalência de desnitrificação nas caixas e nitrificação nos módulos (Tabela 3). O nitrogênio permanece na forma de nitrito por períodos de tempo muito pequenos, sendo de pouca importância sua quantificação.

A remoção de nitrato foi maior para o tratamento com capim Angola (85,69%), que não diferiu do lírio do brejo (70,18%) e da conta-de-lágrima (64,61%). Esses dois últimos não diferiram da Taboa (50,45%). O valor médio de saída de nitrato foi de 2,03 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 1). A eficiência na sua remoção foi maior nos tratamentos com areia + brita, embora não diferindo dos tratamentos com areia + casca, que, por sua vez, também não diferiu dos tratamentos com fibra + casca (Tabela 2). A fibra de casca de coco, tanto no substrato, quanto na drenagem, reduziu a eficiência na remoção do nitrato. Os maiores valores de nitrato para o tratamento com taboa eram esperados, uma vez que esta espécie vegetal resultou em maior incremento de oxigênio dissolvido e menores teores de nitrogênio amoniacal, indicando maior taxa de nitrificação.

Observou-se um aumento de 48% no teor de nitrato dentro das caixas de decantação e bombeamento, o que caracteriza a ocorrência de nitrificação. Esta consumiu 20% do oxigênio dissolvido no meio e foi responsável pela redução de 3% do nitrogênio amoniacal (Tabela 3). Já nos módulos de tratamento com as plantas, houve uma redução média de 50% no teor de nitrato, caracterizando a absorção de nitrogênio pelas plantas e a presença de atividade microbológica anaeróbia, resultando na formação do gás N<sub>2</sub>. Segundo Valentim (2003), as reduzidas concentrações efluentes de nitrato (0,0 mg L<sup>-1</sup> a 3,5 mg L<sup>-1</sup>) devem-se à baixa capacidade do sistema para a nitrificação.

A rizosfera oferece um micro-ambiente oxigenado num substrato anaeróbio, que estimula tanto a decomposição da matéria orgânica, quanto o desenvolvimento de bactérias nitrificadoras que convertem amônia a nitrato (Gersberg *et al.* 1986). O nitrato pode se difundir pelas zonas pobres em oxigênio onde será removido por desnitrificação (Dias *et al.* 2002, Van Kaick 2002). Quando quase toda amônia nitrificada tiver sido desnitrificada e saído do sistema na forma de N<sub>2</sub> ou N<sub>2</sub>O, a soma dos teores

de nitrato e nitrito será inferior a 1,0 mg L<sup>-1</sup> (Gersberg *et al.* 1986). O valor médio de 2,03 mg L<sup>-1</sup> observado neste trabalho sugere que o tempo de detenção nos módulos de tratamento não foi suficiente para a completa desnitrificação.

A remoção de fosfatos foi inferior para o tratamento com conta-de-lágrima (33,91%), que não diferiu do lírio do brejo (46,45%). Este, por sua vez, não diferiu do capim Angola (59,13%) e da taboa (72,00%), a qual foi a espécie vegetal mais eficiente (Tabela 1). Os tratamentos com o substrato fibra + casca foram mais eficientes na remoção de fosfatos que aqueles com os substratos que possuem areia (Tabela 2). As caixas de decantação e de bombeamento propiciaram uma remoção de fosfato de 12,7%, enquanto a zona de raízes foi responsável pela remoção de 48,54% (Tabela 3).

O valor médio do teor de fosfatos no efluente foi de 3,18 mg L<sup>-1</sup>. A legislação não faz referência aos limites de teores de fósforo nos efluentes. Todavia, para os corpos d'água de classe 2 (em Goiás, todos são desta classe), os efluentes não podem elevar a concentração de fósforo na água acima de 0,05 mg L<sup>-1</sup> (Conama 2005).

Embora Tchobanoglous (1991) afirme que a remoção de fósforo em sistemas zona de raízes seja mínima, neste trabalho, os tratamentos com taboa reduziram os teores de fosfatos em 72%. Vicznevski & Marchesini (2002) também verificaram 72% de redução nos teores de fósforo, e Presznuk *et al.* (2003) observaram uma eficiência de 76% na sua remoção. Por outro lado, Van Kaick (2002) verificou um pequeno aumento no teor de P no esgoto tratado (0,28%), em relação ao esgoto bruto. A autora atribuiu o fato à presença de conchas de ostras marinhas no substrato. As conchas disponibilizam íons de cálcio que se ligam facilmente aos fosfatos, formando fosfatos de cálcio, que são rapidamente lixiviados, aumentando o teor de fósforo no efluente (Presznuk *et al.* 2003).

A eficiência na remoção de coliformes totais e fecais situou-se acima de 99,5% para todos os tratamentos (Tabela 1). Não houve diferença entre os tratamentos para a remoção de coliformes fecais, cujo valor médio no efluente foi de 5,8.10<sup>5</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup>.

Quanto aos coliformes totais, o capim Angola (99,97%) apresentou o melhor desempenho, embora não diferindo da taboa e do lírio do brejo. A conta-de-lágrima apresentou o pior desempenho (99,58%)

sem, contudo, diferir do lírio do brejo e da taboa. O valor médio observado na saída do sistema foi de  $7,2 \cdot 10^5$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>.

Os substratos contendo areia foram mais eficientes na redução de coliformes (Tabela 2). A eficiência na remoção de coliformes foi de 84% nas caixas de decantação e de bombeamento, e de 89%, nos módulos com as espécies vegetais (Tabela 3).

Vicznevski & Marchesini (2002) verificaram reduções entre 99% e 100% para coliformes, e Costa *et al.* (2003), redução de 99,96%. Van Kaick (2002) observou 94% de redução em coliformes, num sistema com taboa, atribuindo essa redução à morte natural dos microorganismos, em ambiente desfavorável, e ao efeito tóxico de secreções radiculares sobre eles.

Por outro lado, Presznuk *et al.* (2003), em dois experimentos, verificaram reduções no número de coliformes totais entre 69% e 75%, e de coliformes fecais entre 67% e 76%; valores bastante inferiores ao encontrado neste trabalho. Ainda, Van Kaick (2002) relata uma redução quase nula do número de coliformes em um de seus experimentos.

Os processos de tratamento de esgotos usualmente utilizados são bastante eficientes na remoção de sólidos em suspensão e de matéria orgânica, mas, insuficientes para a remoção de microrganismos (Von Sperling 1996). Assim, a desinfecção dos efluentes com cloro, ozônio, dióxido de cloro, permanganato de potássio, cloraminas, ozônio/peróxido de hidrogênio ou radiação ultravioleta deve ser realizada, como tratamento terciário (Ribeiro 2003). A utilização da zona de raízes no sistema pode dispensar o tratamento terciário, simplificando e barateando o tratamento de esgotos sanitários.

## CONCLUSÕES

1. O sistema de tratamento do tipo zona de raízes mostra-se eficiente na remoção de poluentes do esgoto sanitário, atendendo aos padrões estabelecidos pela legislação brasileira vigente, exceto para o nitrogênio amoniacal.
2. A baixa taxa de nitrificação foi a responsável pela ineficiência do sistema na remoção do nitrogênio amoniacal.
3. Entre as espécies vegetais avaliadas, a taboa e o lírio do brejo mostraram-se mais eficientes na redução da demanda bioquímica de oxigênio, na

oxigenação do substrato, na remoção do nitrogênio amoniacal e na remoção de coliformes. A taboa foi, ainda, a espécie vegetal mais eficiente na remoção de fosfatos.

4. A eficiência na remoção de coliformes pelo sistema de tratamento do tipo zona de raízes atingiu níveis próximos à totalidade.
5. O substrato fibra + casca foi menos eficiente na redução das demandas por oxigênio (química e bioquímica) e na remoção de nitrogênio amoniacal e de coliformes.

## REFERÊNCIAS

- Almeida, R.A., S. Posch, L.S. Pereira, C.A. Godinho, L.F.C. Oliveira & H.J. Kliemann. 2005. Tratamento de esgoto com plantas: sistema zona de raízes. p. 115-134. In Prêmio CREA-Goiás de Meio Ambiente 2004: compêndio dos trabalhos premiados. Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Estado de Goiás, Goiânia. 244 p.
- Andrade Neto, C.O. 1997. Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira. ABES, Rio de Janeiro. 301 p.
- Apha. American Public Health Association. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17. ed. American Public Health Association, American Water Works Association and the Water Environment Federation. Washington. 1220 p.
- Brasil. 1992. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. Normas climatológicas: 1961-1990. Brasília, 1992. 84 p.
- Brix, H. 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. p. 9-23. In G. A. Moshiri (Ed.). Constructed wetlands for water quality improvement. CRC Press / Lewis publishers, Boca Raton. 632 p.
- Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, ano 142, n. 53, 18 mar. Seção 1, p. 58-63.
- Coraucci Filho, B., C.O. Andrade Neto, M.T. Kato, M.F.S. Cartaxo, R.F. Figueiredo, R. Stefanutti & V.P. Silva. 2003. Disposição no solo. p. 337-387. In R. F. Gonçalves



- (Coord.). Desinfecção de efluentes sanitários. ABES, RiMa, Rio de Janeiro. 438 p. (Projeto ProSab)
- Dias, V.N., M.M. Inácio, P.M. Pacheco, J.C. Lopes, P.F. Correia & E.A. Soutinho. 2002. Fito-ETARs: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. Disponível em: <[http://www.apesb.pt/Comunicacoes/9\\_PAPER\\_2.htm](http://www.apesb.pt/Comunicacoes/9_PAPER_2.htm)>. Acesso em: 23 jul. 2002.
- Fernandes, C. 1997. Esgotos sanitários. Editora Universitária / Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 435 p.
- Gersberg, R.M., B.V. Elkins, S.R. Lyon & C.R. Goldman. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*, 20: 363-368.
- Hamersley, M.R., B.L. Howes, D.S. White, S. Jonhke, D. Young, S.B. Peterson & J.M. Teal. 2001. Nitrogen balance and cycling in an ecologically engineered septage treatment system. *Ecological Engineering*, 18: 61-75.
- Hayter, A.J. 1984. A proof of the conjecture that the Tukey-Kramer method is conservative. *The Annals of Statistics*, 12: 61-75.
- Imhoff, K.R. & K.R. Imhoff. 2002. Manual de tratamento de águas residuárias. Edgard Blucher, São Paulo. 301 p.
- Kramer, C.Y. 1956. Extension of multiple range tests to group means with unequal numbers of replications. *Biometrics*, 12: 307-310.
- McGhee, T.J. 1991. Water supply and sewerage. 6<sup>th</sup> ed. McGraw-Hill, New York. 602 p.
- Nuvolari, A. 2003a. As diversas opções de tratamento do esgoto sanitário. p. 227-380. In A. Nuvolari (Coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. Edgard Blucher, São Paulo. 520 p.
- Nuvolari, A. 2003b. O lançamento in natura e seus impactos. p. 171-208. In A. Nuvolari (Coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. Edgard Blucher, São Paulo. 520 p.
- Pessôa, C.A. & E.P. Jordão. 1982. Tratamento de esgotos domésticos: concepções clássicas de tratamento de esgotos. 2. ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. 536 p.
- Presznhuk, R.A.O., T.S. Van Kaick, E.F. Casagrande Jr & H.A. Umezawa. 2003. Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes. In Atas da Semana de Tecnologia: Tecnologia para quem e para quê? Um olhar interdisciplinar. Editora Cefet-PR, Curitiba. 3 a 6 nov. 2003. 5 p. Disponível em: <[www.ppgte.cefetpr.br/semanatecnologia/comunicacoes/tecnologia\\_apropriada\\_e.pdf](http://www.ppgte.cefetpr.br/semanatecnologia/comunicacoes/tecnologia_apropriada_e.pdf)>. Acesso em: 01 nov. 2005.
- Ribeiro, J.T. 2003. Desinfecção de efluentes das ETEs. p. 381-460. In A. Nuvolari (Coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. Edgard Blucher, São Paulo. 520 p.
- Sievers, D.M. 1993. Design of submerged flow wetlands for individual homes and small wastewater flows. University of Missouri, Columbia. 11 p. (Special Report 457)
- Sikora, F.J., Tong Zhu, L.L. Behrends, S.L. Steinberg & H.S. Coonrod. 1995. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Water Science and Technology*, 32(3): 193-202.
- Solano, M.L., P. Soriano & M.P. Ciria. 2004. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, 87(1): 109-118. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)> Acesso em: 24 set. 2005.
- Tchobanoglous, G. 1991. Constructed wetlands: natural treatment system. p. 992-1002. In G. Tchobanoglous. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. 3. ed. Metcaft. & Eddy. Mc Graw-Hill, Toronto. 1334 p.
- Telles, D.D. 2003. Aspectos da utilização de corpos d'água que recebem esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. p. 467-484. In A. Nuvolari (Coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. Edgard Blucher, São Paulo. 520 p.
- Valentim, M.A.A. 2003. Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola/Unicamp. Campinas, São Paulo. 210 p.
- Van Kaick, T.S. 2002. Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. Dissertação de Mestrado. Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, Paraná. 116 p.
- Viczevski, I.S. & G.B. Marchesini. 2002. Programa de saneamento rural: tratamento biológico de esgoto doméstico por zona de raízes. Secretaria da Agricultura e Meio Ambiente/Fundação Municipal 25 de Julho, Joinville. Folder. 1 p.
- Von Sperling, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 1. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 243 p.