

## II-096 - CINÉTICA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

**Ronaldo Fia<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Doutor em Engenharia Agrícola pela UFV. Professor do Departamento de Engenharia da UFLA.

**Regina Batista Vilas Boas<sup>(2)</sup>**

Licenciada em Química pelo Centro Universitário de Lavras (UNILAVRAS). Mestre em Engenharia Agrícola pela UFLA. Doutoranda em Engenharia Agrícola pela UFLA.

**Fátima Resende Luiz Fia<sup>(3)</sup>**

Engenheira Agrícola pela Universidade Federal de Lavras. Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela UFV. Professora do Departamento de Engenharia da UFLA.

**Luiz Fernando Coutinho de Oliveira<sup>(4)</sup>**

Engenheiro Agrícola UFLA. Doutor em Engenharia Agrícola pela UFV. Professor do Departamento de Engenharia da UFLA.

**Endereço:** Departamento de Engenharia, Universidade Federal de Lavras, Lavras - MG - CEP: 37.200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1481 - e-mail: ronadofia@deg.ufla.br; fatimarlf@deg.ufla.br; coutinho@deg.ufla.br.

### RESUMO

O uso de sistemas alagados construídos (SACs) para o pós-tratamento de efluentes agroindustriais tem aumentado. Apesar de a relação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a eficiência do tratamento ter sido reconhecida, investigações que englobam simultaneamente as características hidráulicas de diferentes SACs e a respectiva eficiência de remoção de contaminantes são raras. Assim, neste trabalho teve-se como objetivo estudar o comportamento hidrodinâmico e a remoção de matéria orgânica proveniente de efluentes da suinocultura em três diferentes configurações de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACH). O sistema experimental foi composto por três SACHs, cultivados com a taboa (*Typha* sp.); preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de 0,494 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) até a altura de 0,55 m sendo mantido o nível d'água a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações: (1) Com divisórias internas fixadas nas laterais do SACH de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH; (2) Com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SACH de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH; (3) Sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados. Em um intervalo de 50 dias, foram feitas seis amostragens do afluente, do efluente e dos quatro pontos distribuídos ao longo dos SACHs para determinar o coeficiente de degradação da matéria orgânica (k), por meio do ajuste de modelos de predição propostos por REED et al. (1995) e BRASIL et al. (2007). Ao final da avaliação dos SACHs quanto à remoção de poluentes das águas residuárias da suinocultura, procedeu-se o estudo hidrodinâmico com traçador utilizando cloreto de lítio (LiCl). O comportamento do traçador refletiu as diferentes configurações dos SACHs. Os SACH1 e SACH2 apresentaram curvas mais semelhantes. O menor tempo de retardo foi observado para o SACH3 e o maior para o SACH2. Verifica-se também que os picos de passagem dos traçadores se deram antes do TDH teórico que foi de 2,32 d. Nos SACH1 e SACH2, em função das chicanas instaladas nos mesmos, a concentração de matéria orgânica decaiu em cada ponto avaliado. No entanto, no SACH3, houve aumento da concentração de matéria orgânica nos pontos intermediários, o que está relacionado à hidrodinâmica deste sistema, que apresentou reduzida eficiência hidráulica e elevado número de dispersão. Com base nos resultados verificou-se que o uso de chicanas nos SACHs favoreceu a remoção de matéria orgânica na forma de DQO; e o o modelo de primeira ordem não se ajustou bem aos dados obtidos no SACH3, enquanto o modelos proposto por BRASIL et al. (2007) tiveram bom ajuste aos dados de todos os SACHs.

**PALAVRAS-CHAVE:** Hidrodinâmica, DQO, wetlands.

## INTRODUÇÃO

Sistemas alagados construídos (SACs) representam uma importante alternativa aos processos de tratamento convencionais para o tratamento de esgotos domésticos ou para o tratamento terciário de outras águas residuárias. O uso de SACs para o pós-tratamento de efluentes agroindustriais tem aumentado. Nos SACs muitos dos poluentes são removidos devido à boa combinação de processos físicos, químicos e biológicos (CHAZARENC et al., 2003; MARSILI-LIBELLI e CHECCHI, 2005)

O dimensionamento dos SACs tem envolvido desde equações empíricas até modelos avançados, os quais tentam explicar a complexidade da hidráulica em meios porosos combinada com os muitos processos que envolvem a redução da poluição no sistema.

Um dos melhores métodos para determinar e analisar o escoamento nos SACs é utilizar a distribuição do tempo de detenção hidráulica (TDH) por meio de um traçador. Este método é usualmente empregado para determinar o escoamento não-ideal em reatores químicos. O resultado da distribuição do TDH permite obter informações sobre o tipo de mistura e a dispersão no reator (CHAZARENC et al., 2003; SEEGER et al., 2013).

Muitos dos processos biológicos e físico-químicos que ocorrem nos SACs são afetados principalmente pelo escoamento através do meio poroso. Assim, dependendo do movimento da água no sistema, diferentes parcelas do líquido podem permanecer no volume ativo do sistema por diferentes períodos de tempo, o que resultará em diferentes graus de tratamento e, consequentemente, diferentes desempenhos dos sistemas de tratamento (WERNER e KADLEC, 2000; ASCUNTAR-RÍOS et al., 2009).

Uma vez que a relação entre o TDH e a eficiência do tratamento tenha sido reconhecida, estudos foram desenvolvidos para avaliar os efeitos de parâmetros construtivos dos SACs (por exemplo, relação comprimento/largura, a configuração de entrada / saída, tamanho do meio filtrante, e o desenvolvimento das plantas). No entanto, investigações que englobam simultaneamente as características hidráulicas de diferentes SACs e a respectiva eficiência de remoção de contaminantes são raras (ASCUNTAR-RÍOS et al., 2009; SEEGER et al., 2013).

Assim, pode-se argumentar que o verdadeiro comportamento hidrodinâmico dos SACs permanece incerto e pesquisas sobre o tema são necessários. Por isso, neste trabalho teve-se como objetivo estudar o comportamento hidrodinâmico e a remoção de matéria orgânica proveniente de efluentes da suinocultura em três diferentes configurações de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal cultivados com taboa (*Typha* sp.).

## MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental foi composto por três sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACHs), cultivados com a taboa (*Typha* sp.); preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de  $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) até a altura de 0,55 m sendo mantido o nível d'água a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte.

Os SACHs foram confeccionados com três diferentes configurações: (1) Com divisórias internas fixadas nas laterais do SACH de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do SACH (Figura 1A); (2) Com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SACH de forma a favorecer o escoamento ascendente e descendente dentro do SACH (Figura 1B); (3) Sem divisórias internas, como ocorre nos SACHs tradicionalmente pesquisados (Figura 1C). Dentro dos SACH foram instalados de forma equidistantes quatro tubos de PVC perfurados de 32 mm para amostragem ao longo dos sistemas.

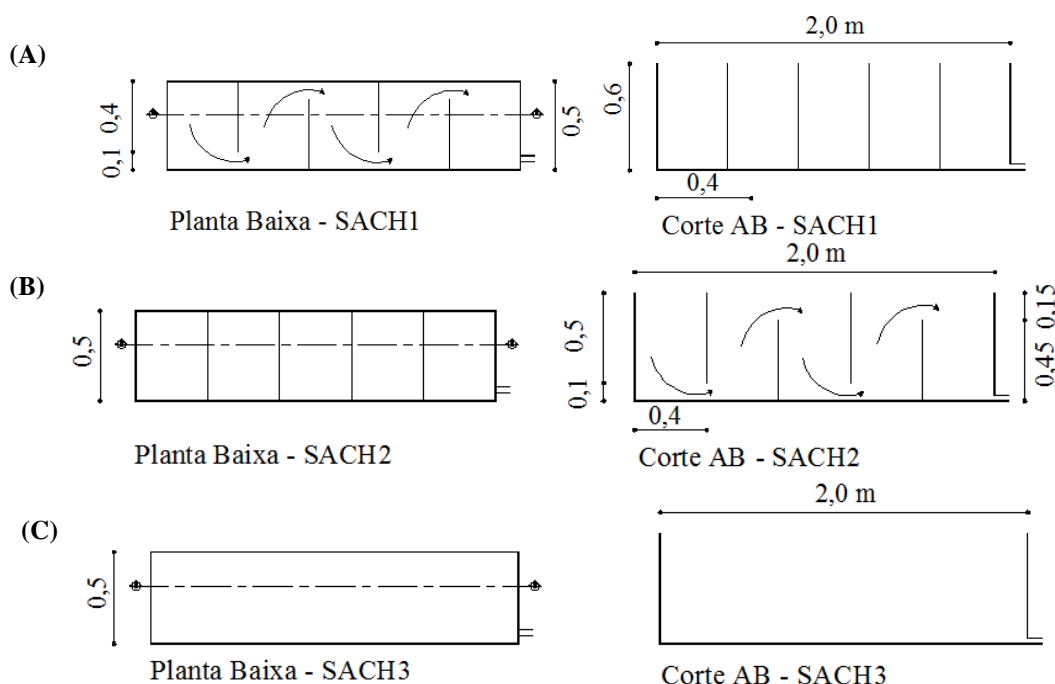


Figura 1: Esquema das diferentes configurações dos SACHs avaliados.

O sistema foi operado em três fases com aumento gradual da vazão e consequentemente da carga orgânica aplicada proveniente de efluentes da suinocultura pré-tratada em reatores anaeróbios compartimentados e de manta de lodo, e em sistemas alagados construídos de escoamento vertical. Após 150 dias de funcionamento (fases I e II), iniciou-se a terceira fase que durou 50 dias. Neste período foram feitas seis amostragens do afluente, do efluente e dos quatro pontos distribuídos ao longo dos SACHs para determinar o coeficiente de degradação da matéria orgânica ( $k$ ), por meio do ajuste de modelos de predição, representados pelas equações descritas na Tabela 1. A concentração de matéria orgânica na forma de DQO solúvel foi determinada após a filtração da amostra em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ , pelo método do refluxo fechado (APHA et al., 2005).

Tabela 1: Modelos propostos para obtenção da cinética de degradação da matéria orgânica nos SACHs.

(1) $C_e = C_a \cdot e^{(-k \cdot TDH)}$	$C_e$ = concentração efluente ( $\text{M L}^{-3}$ ); $C_a$ = concentração afluente ( $\text{M L}^{-3}$ ); $k$ = constante de reação de primeira ordem ( $\text{L T}^{-1}$ ); $A_{\text{SUP}}$ = área superficial do SAC ( $\text{L}^2$ ); $Q$ = vazão afluente ( $\text{L}^3 \text{T}^{-1}$ ); $TDH$ = tempo de detenção hidráulica (T); $n$ = constante da equação.
(2) $C_e = C_a \cdot e^{(-k \cdot TDH^n)}$	

(1) REED et al. (1995); (2) BRASIL et al. (2007).

Ao final da avaliação dos SACHs quanto à remoção de poluentes das águas residuárias da suinocultura, procedeu-se o estudo hidrodinâmico com traçador utilizando cloreto de lítio ( $\text{LiCl}$ ). A massa de  $\text{Li}^+$  aplicada ao sistema foi calculada considerando-se o volume útil dos SACHs e a concentração média de detecção analítica (50  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{Li}^+$ ). Para cada SACH foram utilizados 83 g de  $\text{LiCl}$  (13,89 g de  $\text{Li}^+$ ) previamente seco em estufa. O sal foi dissolvido em 300 mL de água. A aplicação foi em pulso (aproximadamente 1 minuto), juntamente com o funcionamento do sistema. As mostras foram coletadas com intervalos de 15 minutos, desde o momento de aplicação do sal no sistema até a obtenção de uma cauda (residual) constante, não indicando a variação na concentração de lítio na saída. As leituras das concentrações de  $\text{Li}^+$  foram realizadas em fotômetro de chama. Para estimativa dos valores de tempo de detenção hidráulica real ( $TDH_R$ ), foi utilizado balanço de massa para condição de fluxo em pistão ideal (sem dispersão axial) conforme citado por METCALF e EDDY (2003).

Para a obtenção dos parâmetros hidráulicos de interesse, foi utilizada a metodologia descrita por Werner e Kadlec (1996). Os parâmetros tempo de detenção real ( $TDH_R$ ) e número de dispersão ( $d$ ) são decorrentes da centroide e da variância da distribuição, respectivamente. Já o parâmetro eficiência hidráulica ( $\lambda$ ) foi calculado pelo quociente entre o  $TDH_R$  e o  $TDH_T$  (PERSSON et al., 1999). O tempo de detenção teórico ( $TDH_T$ ) foi obtido dividindo-se o volume útil do SACH (volume total vezes a porosidade) pela vazão afluente.

A alimentação dos SACHs foi feita por meio de bomba dosadora a solenóide. A vazão efluente dos SACHs foi quantificada durante o período de realização do estudo hidrodinâmico para estimar a evapotranspiração ocorrida no sistema, por meio da diferença entre o volume aplicado e o volume recolhido dos sistemas durante o período de avaliação, e para sua utilização na determinação das variáveis hidrodinâmicas.

## RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA

### Estudo hidrodinâmico

A partir da medição das concentrações de lítio efluentes dos SACHs ao longo do tempo do ensaio foram obtidas as curvas de concentração versus tempo para os três SACHs (Figura 2).

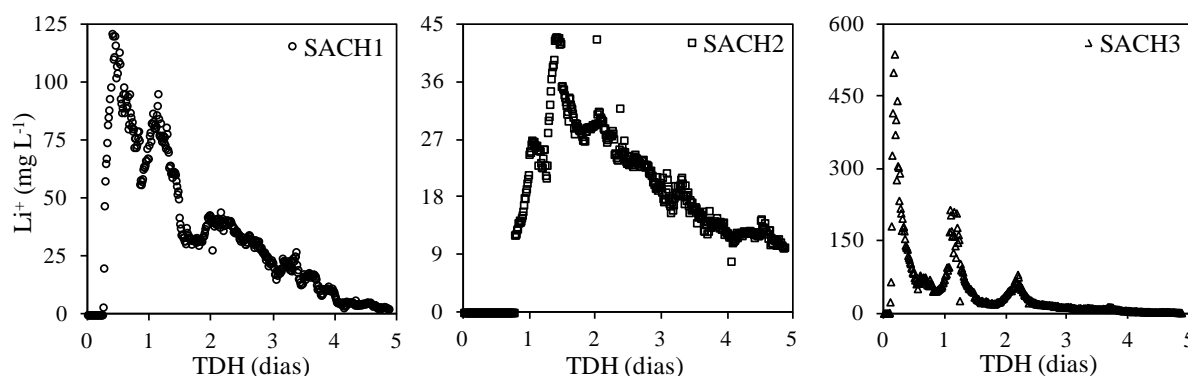


Figura 2: Concentrações de lítio na saída dos três SACHs avaliados.

O comportamento do traçador refletiu as diferentes configurações dos SACHs. Os SACH1 e SACH2 apresentaram curvas mais semelhantes. O menor tempo de retardo foi observado para o SACH3 e o maior para o SACH2. Verifica-se também que os picos de passagem dos traçadores se deram antes do  $TDH_T$  que foi de 2,32 d (Tabela 2), diferentemente do observado por Borges et al. (2009).

**Tabela 2: Valores de vazão média diária ( $Q$ ), tempo de detenção hidráulica teórico ( $TDH_T$ ), tempo de detenção hidráulica obtidos ( $TDH_R$ ), tempos de pico ( $T_p$ ), eficiência hidráulica ( $\lambda$ ), e número de dispersão ( $d$ ) obtidos para os SACHs com diferentes configurações.**

Variáveis	SACH1	SACH2	SACH3
$Q$ afluente ( $m^3 d^{-1}$ )	0,129	0,129	0,131
$Q$ efluente ( $m^3 d^{-1}$ )*	0,092	0,097	0,076
$TDH_T$ (d)	2,32	2,32	2,29
$TDH_R$ (d)	1,58	2,48	1,08
$\lambda$ (adimensional)	0,68	1,07	0,47
$T_p$ (d)	0,39	1,39	0,17
$d$ (adimensional)	0,047	0,150	0,604

\*  $Q$  efluente corrigida pela evapotranspiração do período.

O tempo de surgimento dos picos de concentração foi inferior ao  $TDH_R$  em todas as curvas; tal fenômeno indica a formação de pequenos canais preferenciais e ocorrência de regiões de estagnação, como observado por Borges et al. (2009). O fenômeno de cauda observado advém, principalmente, de fenômenos de difusão e de adsorção do traçador no substrato dos sistemas, resultante da retenção superficial e contenção do produto

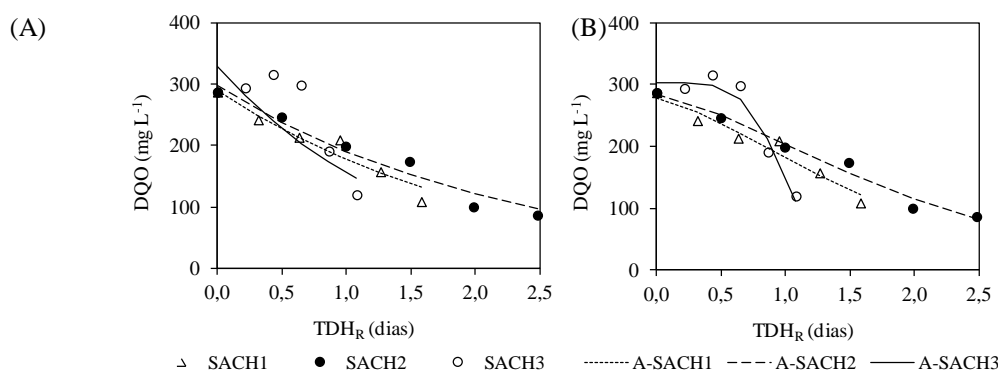
nos poros e em várias pequenas regiões estagnadas geradas pelo suporte poroso, mais evidente no SACH3. Os picos secundários de concentração observados em todos os SACHs estão relacionados às zonas mortas presentes no sistema. Pela Figura 2, foram bastante evidentes os curtos-circuitos presentes nos sistemas (ALCOCER et al., 2012). Vários estudos com traçadores têm evidenciado que uma significativa fração do traçador alcança a saída do sistema antes de ter passado 40% do TDH<sub>T</sub> (LIGHTBODY et al., 2009).

O TDH<sub>R</sub> foi da ordem de 68 e 47% menor que o TDH<sub>T</sub> no SACH1 e SACH3, respectivamente. Para o SACH2 o TDH<sub>R</sub> foi 7% maior que o TDH<sub>T</sub>. Observando-se os números de dispersão para cada sistema, é possível identificar que apenas o SACH1 apresentou baixa dispersão ( $d < 0,05$ ) conforme classificação apresentada por Metcalf e Eddy, (2003). Os demais apresentaram dispersão moderada ( $0,05 < d < 0,25$ ) e elevada ( $d > 0,25$ ).

### Cinética de remoção de matéria orgânica

A concentração de DQO ao longo do comprimento dos SACHs apresentou variações para cada tipo de SACH avaliado (Figura 2). Nota que nos SACH1 e SACH2, em função das chicanas instaladas nos mesmos, a concentração de matéria orgânica decaiu em cada ponto avaliado. No entanto, no SACH3, houve aumento da concentração de matéria orgânica nos pontos intermediários, o que está relacionado a hidrodinâmica deste sistema, que apresentou reduzida eficiência hidráulica e elevado número de dispersão, levando a um TDH<sub>R</sub> bem inferior ao TDH<sub>T</sub> (Tabela 2). Tal fato também influenciou a eficiência de remoção de DQO nos sistemas, com médias de 62, 70 e 58% nos SACH1, SACH2 e SACH3.

Entre os modelos avaliados (Figura 2), aquele proposto por BRASIL et al. (2007) foi o que apresentou melhor ajuste (maior R<sup>2</sup>) aos dados coletados no experimento, sendo o resumo das equações apresentado na Tabela 3.



**Figura 2: Curvas de decaimento de DQO ajustadas ao longo dos SACs para os tempos de detenção hidráulica reais (TDH<sub>R</sub>) obtidos a partir do ensaio hidrodinâmico: (A) pelo modelo proposto por REED et al. (1995), (B) e por BRASIL et al. (2007).**

**Tabela 3: Resumo das equações que melhor se ajustaram aos dados de DQO obtidos ao longo dos SACHs.**

Modelos	SACHs	Equações	R <sup>2</sup>
REED et al. (1995)	SACH1	$C_e = 290 \cdot e^{(-0,499 \cdot TDH)}$	0,93
	SACH2	$C_e = 299 \cdot e^{(-0,453 \cdot TDH)}$	0,957
	SACH3	$C_e = 330 \cdot e^{(-0,535 \cdot TDH)}$	0,555
BRASIL et al. (2007)	SACH1	$C_e = 278 \cdot e^{(-0,428 \cdot TDH^{1,445})}$	0,947
	SACH2	$C_e = 285 \cdot e^{(-0,342 \cdot TDH^{1,416})}$	0,980
	SACH3	$C_e = 303 \cdot e^{(-0,704 \cdot TDH^{4,587})}$	0,943

Verifica-se, por meio dos valores de R<sup>2</sup>, que o decaimento da DQO a partir de uma equação de primeira ordem, tradicionalmente utilizada para explicar a remoção de matéria orgânica em sistemas biológicos de tratamento de efluentes, não foi adequado para o SACH3. O pressuposto que a remoção de matéria orgânica se



dá por meio da cinética de primeira ordem está embasado no fato da remoção ser dependente da concentração afluente. Neste trabalho, os SACHs foram utilizados como unidades de pós-tratamento, e a matéria orgânica a ser removida foi aquela de mais difícil degradação. Assim, era de se esperar um comportamento semelhante nos três SACHs avaliados. No entanto, a hidrodinâmica parece ter interferido consideravelmente, e a remoção de DQO nos SACH2 e SACH3 se ajustou bem ao modelo de primeira ordem.

## CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

O uso de chicanas nos SACHs favoreceu a remoção de matéria orgânica na forma de DQO.

O modelo de primeira ordem não se ajustou bem aos dados obtidos no SACH3 ( $R^2 = 0,555$ ), enquanto o modelos proposto por BRASIL et al. (2007) tiveram bom ajuste aos dados de todos os SACHs.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fapemig pelo apoio financeiro concedido.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALCOCER, D.J.R.; VALLEJOS, G.G.; CHAMPAGNE, P. Assessment of the plug flow and dead volume ratios in a sub-surface horizontal-flow packed-bed reactor as a representative model of a sub-surface horizontal constructed wetland. *Ecological Engineering*, v. 40, p.18–26, 2012.
2. APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
3. ASCUNTAR-RÍOS, D.; TORO-VÉLEZ, A.F.; PEÑA, M.R.; MADERA-PARRA, C.A. Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*, v.35, p.274-280, 2009.
4. BORGES, A.C.; MATOS, A.T.; CALIJURI, M.C.; OLIVEIRA, G.H.H.; ROLDÃO, J.S.F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. *Engenharia Agrícola*, v.29, n.2, p.301-310, 2009.
5. BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M.; CECON, P.R.; SOARES, A.A. Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agrartechnische Forschung*, v.13, p.48-56, 2007.
6. CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.21, p.165-173, 2003.
7. LIGHTBODY, A.F.; NEPF, H.M.; BAYS, J.S. Modeling the hydraulic effect of transverse deep zones on the performance of short-circuiting constructed treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v.35, p.754-768, 2009.
8. MARSILI-LIBELLI, S; CHECCHI, N. Identification of dynamic models for horizontal subsurface constructed wetlands. *Ecological Modelling*, v.187, p.201-218, 2005.
9. METCALF e EDDY. *Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 3 ed. New York: McGraw-hill, 2003.
10. PERSSON, J.; SOMES, N.L.G.; WONG, T.H.F. Hydraulic efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.291-300, 1999.
11. REED, S.C., BROWN, D.S. Subsurface flow wetlands - a performance evaluation. *Water Environment Research*, v.67, p.244-248, 1995.
12. SEEGER, E.M.; MAIER, U.; GRATHWOHL, P.; KUSCHK, P.; KAESTNER, M. Performance evaluation of different horizontal subsurface flow wetland types by characterization of flow behavior, mass removal and depth-dependent contaminant load. *Water Research*, v.47, p.769-780, 2013.
13. WERNER, T.M.; KADLEC, R.H. Application of residence time distributions to stormwater treatment systems. *Ecological Engineering*, v.7, n.3, p.213-234, 1996.
14. WERNER, T.M.; KADLEC, R.H. Wetland residence time distribution modeling. *Ecological Engineering*, v.15, p.77-90, 2000.