

# Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação

*Hydrodynamic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and operation time*

Renan de Almeida Costa<sup>1\*</sup> , Mateus Pimentel de Matos<sup>2</sup> ,  
Antonio Teixeira de Matos<sup>3</sup> , Marcos Von Sperling<sup>3</sup> 

## RESUMO

No presente trabalho, teve-se por objetivo avaliar a influência da proporção geométrica e o tempo de operação na hidrodinâmica do sistema. Para isso, três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) de diferentes razões comprimento:largura (L/B) foram caracterizados no que se refere ao comportamento hidrodinâmico, no início e após três meses de sua operação, durante o tratamento de esgoto sanitário. O comportamento hidrodinâmico foi avaliado por meio da técnica estímulo-resposta, com a injeção de traçador de cloreto de lítio (LiCl), na forma de pulso, e da construção da curva de distribuição dos tempos de residência (DTR), a partir da qual foram extraídos parâmetros que permitiram a análise hidrodinâmica dos sistemas. Verificou-se que todos os SACs-EHSS apresentaram comportamento hidrodinâmico do tipo disperso, embora tenha sido observada correlação inversa entre L/B e o número de dispersão (d) no sistema. O tempo de operação desses sistemas também proporcionou pequena redução no d, em todos os SACs-EHSS.

**Palavras-chave:** cloreto de lítio; hidrodinâmica de reatores; número de dispersão; sistemas alagados construídos.

## ABSTRACT

The objective of the present work was to evaluate the geometric ratio and the operating time's influence on the systems' hydrodynamic conditions. For this purpose, three horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CWs) in pilot scale, with same useful volume (V) but with different length:width (L/B) ratio, were characterized regarding the hydrodynamic behavior at the beginning and after 3 months of operation, in sewage treatment. To obtain the HSSF-CW conditions, the stimulus-response technique with the lithium chloride (LiCl) tracer injection on a pulse format was used. Thus, the residence time distribution curve was constructed, from which parameters were extracted and enabled the hydrodynamic analysis of the systems. It was found that all HSSF-CWs presented dispersed hydrodynamic behavior, although the results indicated an inverse correlation between L/B and the dispersion number. The operating time of these systems provided a reduction in the dispersion number in all HSSF-CWs, different from the results found in some works.

**Keywords:** constructed wetlands; reactors hydrodynamics; lithium chloride; dispersion number.

## INTRODUÇÃO

Sistemas alagados construídos (SACs), também denominados *wetlands construídos*, são estruturas naturais que, ao longo dos anos de estudo, têm demonstrado elevada eficiência de remoção de poluentes a baixo custo de implantação, operação e manutenção, sem demandar mão de obra especializada. (VYMAZAL, 2011; WILLIAMS & NELSON,

2011) Por isso, têm se apresentado como opção em potencial para o tratamento de águas residuárias (ZHANG *et al.*, 2014).

Concebidos com base em critérios de engenharia, esses sistemas se distinguem dos demais por reproduzirem o tratamento que ocorre em ambientes naturais de solo saturado, tais como pântanos e brejos. Neles, uma pluralidade de processos de ordem química, física e

<sup>1</sup>Universidade Federal de Viçosa - Viçosa (MG), Brasil.

<sup>2</sup>Universidade Federal de Lavras - Lavras (MG), Brasil.

<sup>3</sup>Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

\*Autor correspondente: renanacosta@gmail.com

Recebido: 31/01/2017 - Aceito: 05/10/2017 - Reg. ABES: 175103

biológica ocorre simultaneamente, envolvendo a vegetação plantada, o meio suporte, assim como a biota aderida ao meio suporte. Todos esses agentes concorrem, favoravelmente, à produção de um efluente com melhor qualidade (KADLEC & WALLACE, 2008; WU *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2014).

Os SACs podem ser divididos em dois grandes grupos: os de escoamento superficial e os de escoamento subsuperficial — este último ainda se subdivide em horizontal e vertical (SAEED & SUN, 2012; SEZERINO *et al.*, 2015; DITTRICH & KLINCSIK, 2015), sendo os de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) os mais difundidos em todo o mundo (VYMAZAL, 2007).

Segundo von Sperling e Paoli (2013), apesar das muitas controvérsias, diversas literaturas assumem que o escoamento em SACs-EHSS comporta-se como fluxo em pistão, embora alguns estudos efetuados com utilização de traçador tenham indicado comportamento hidrodinâmico diferente desse, em razão da ocorrência de anomalias no sistema, tais como a “volumes mortos” e “curtos-circuitos”, que concorrem para aumentar o grau de dispersão do fluido que permeia o meio estruturante do SAC (BODIN *et al.*, 2013). Segundo Alcocer, Vallejos e Champagne (2012) e von Sperling e Paoli (2013), a geometria de um SAC-EHSS pode interferir na magnitude da dispersão apresentada por este de tal modo, que, quando o número de dispersão ( $d$ ) se encontra abaixo de 0,025, há indício de maior proximidade ao fluxo pistonado e valores em torno de 0,20 indicam elevada dispersão no sistema. Apesar disso, trabalhos que buscam essa relação são escassos e, muitas vezes, pouco conclusivos.

De acordo com Vymazal (2011), os SACs-EHSS estão sujeitos à alteração no comportamento hidrodinâmico após o início de sua operação. Em casos mais extremos, quando o processo de colmatação no sistema é intenso, pode ser observada a ocorrência de escoamento superficial, o que, segundo Hill e Sleep (2002), pode causar aumento na dispersão nesse meio.

O entendimento acerca do comportamento hidrodinâmico em SACs-EHSS é de suma importância nas considerações relativas aos aspectos conceituais e de dimensionamento e, principalmente, à operação desses sistemas. A configuração geométrica tem influência na hidrodinâmica no sistema, o que, por sua vez, dependendo da razão comprimento:largura ( $L/B$ ), pode ser mais ou menos rapidamente alterada com o tempo de sua operação. Além disso, pode ter influência no desempenho e na eficiência na remoção de poluentes nesses sistemas de tratamento. Embora se considere que o modelo hidráulico mais adequado para SACs-EHSS seja o pistonado, não existe muita comprovação disso por meio de ensaios com traçadores e poucos são os estudos relativos à influência da configuração geométrica e do tempo de operação na hidrodinâmica nesses sistemas. No presente trabalho, teve-se por objetivo avaliar a influência da configuração geométrica (razão comprimento/largura —  $L/B$ ) e o tempo de operação na hidrodinâmica em SACs-EHSS.

## METODOLOGIA

O experimento foi conduzido no interior de uma casa de vegetação, instalada na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (DEA/UFV), Viçosa, Minas Gerais, tendo como coordenadas geográficas: latitude  $20^{\circ}45'14''S$ , longitude  $42^{\circ}52'53''W$  e altitude média de 650 m.

Foram utilizados 3 SACs-EHSS construídos em escala piloto, em fibra de vidro, todos com volumes iguais a  $0,40 \text{ m}^3$ , alturas iguais a 0,40 m e tempos de detenção hidráulica nominal ( $TDH_n$  — Equação 1) iguais a 2,8 dias. As dimensões comprimento e largura variaram entre os SACs-EHSS:  $1,00 \times 1,00 \text{ m}$ , no SAC1;  $2,00 \times 0,50 \text{ m}$ , no SAC2; e  $2,70 \times 0,37 \text{ m}$ , no SAC3, que resultou em relações  $L/B$  respectivamente iguais a 1,0; 4,0 e 7,3, de acordo com o apresentado na Tabela 1. Esses diferentes arranjos geométricos foram propostos com a intenção de se proporcionar diferentes regimes hidráulicos de escoamento, conforme descrito em várias publicações que relacionam o aumento da relação  $L/B$  com a redução da dispersão no sistema (ABBAS; NASR; SEIF, 2006; ALCOCER; VALLEJOS; CHAMPAGNE, 2012).

Os SACs-EHSS foram preenchidos com substrato até a altura de 0,25 m em relação ao fundo e o nível da água foi mantido em 0,20 m, restando, assim, uma borda livre de 0,05 m. O substrato utilizado no preenchimento de todos os SACs-EHSS foi a brita # 0 (diâmetro —  $D_{60} = 9,25 \text{ mm}$ ; coeficiente de uniformidade —  $CU D_{60}/D_{10} = 2,07$ ; e volumes de vazios de  $0,420 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ ). Esse substrato foi retirado de SACs-EHSS utilizados em experimentos conduzidos anteriormente (FIA *et al.*, 2010; BAPTESTINI; MATOS; BORGES, 2016), o que proporcionou condições de material semelhantes às de sistemas com cerca de seis anos de operação, embora, antes de sua introdução nas caixas

**Tabela 1** - Características construtivas e operacionais dos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial.

Variável	SAC1	SAC2	SAC3
L (m)	1,0	2,0	2,7
B (m)	1,0	0,50	0,37
L/B	1,0	4,0	7,3
h1 (m)	0,4	0,4	0,4
h2 (m)	0,2	0,2	0,2
AS ( $\text{m}^2$ )	1,0	1,0	1,0
Volume total ( $\text{m}^3$ )	0,2	0,2	0,2
Vu ( $\text{m}^3$ )	0,084	0,084	0,084
$TDH_n$ (d)	2,9	2,9	2,9
Q ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )	0,03024	0,03024	0,03024

SAC: sistema alagado construído; L: comprimento; B: largura; L/B: relação comprimento/largura; Vu: volume útil;  $TDH_n$ : tempo de detenção hidráulica nominal; Q: vazão; h1: altura da caixa de cada SAC; h2: altura do nível d'água mantido no reator; AS: área superficial.

de fibra de vidro, a brita tenha sido passada em peneira de malha de 2 mm, para retirada da fração fina.

Buscando-se minimizar os fatores interferentes no escoamento, optou-se por trabalhar sem cultivo de espécies vegetais, uma vez que o desenvolvimento da zona radicular dessas pode propiciar alterações na hidrodinâmica do sistema, aspecto que poderia dificultar a interpretação dos resultados.

Para melhor compreensão do sistema descrito, está apresentado, na Figura 1, um croqui dos SACs-EHSS.

O experimento teve duração de 150 dias, compreendidos no período de maio a setembro de 2015, sendo que entre os meses de maio e junho (30 dias) o sistema foi abastecido com água limpa, para realização do primeiro ensaio com traçador (ensaio 1), no qual se buscou caracterizar as condições hidrodinâmicas iniciais do sistema. Finalizado o ensaio 1, o sistema entrou em operação, sendo abastecido com esgoto doméstico — esta etapa ocorreu entre os meses de junho e agosto (90 dias). Entre os meses de agosto e setembro, quando os sistemas ainda recebiam esgoto doméstico, realizou-se, novamente, um ensaio com traçador (ensaio 2), com a finalidade de verificar a ocorrência de

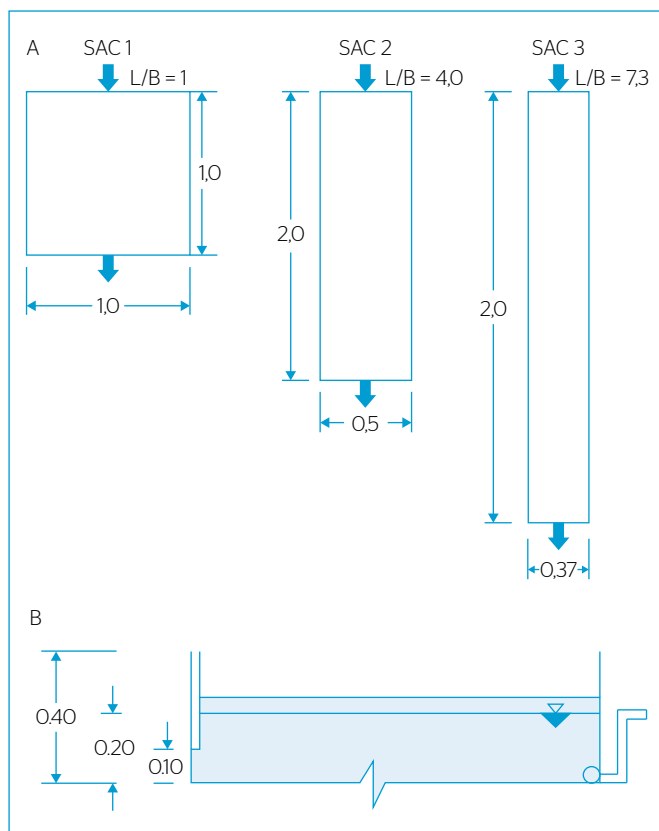
mudanças no comportamento hidrodinâmico após o período de operação do sistema no tratamento de esgoto sanitário.

Os ensaios hidrodinâmicos com traçador seguiram a metodologia descrita pelas literaturas consagradas na área, a saber: Levenspiel (2000), Headley e Kadlec (2007) e Metcalf e Eddy (2013). Como traçador, utilizou-se o sal de cloreto de lítio (LiCl), sendo adotada a injeção na forma de pulso por, aproximadamente, 2 minutos em cada sistema. Tanto no ensaio 1 como no 2 foram preparadas três soluções individuais, cada uma destinada a um dos SACs-EHSS. No ensaio 1, cada solução injetada foi preparada a partir da dissolução de uma massa de 100 g de LiCl (16,37 g de Li<sup>+</sup>) em 500 mL de água e, no ensaio 2, utilizou-se uma massa menor, de 50 g de LiCl (8,19 g Li<sup>+</sup>), dissolvida em 300 mL de água. Para cálculo dessa massa, levou-se em consideração a concentração de *background* do afluente, o limite de detecção da curva do equipamento e o pico de máxima concentração desejada de traçador (HEADLEY & KADLEC, 2007). Logo que a solução de traçador foi injetada, amostras passaram a ser coletadas e armazenadas em pequenos frascos plásticos, para posterior leitura, em fotômetro de chama (CELM-180<sup>o</sup>), da concentração de Li nas amostras. A coleta de efluente cessou quando a concentração de lítio não podia mais ser detectada em análise efetuada em fotômetro de chama.

A partir dos dados de concentração e tempo de permanência de cada amostra, construiu-se a curva  $C_{\text{pulso}}$ , que, após normalizada, deu origem à curva  $E(\theta)$ , também conhecida como curva de distribuição dos tempos de residência (DTR), a partir dessas curvas foram extraídos os seguintes parâmetros: tempo de detenção hidráulica real ( $TDH_r$  — Equação 2), variância ( $\sigma^2$  — Equação 3) e tempo da concentração de pico ( $t_p$ ). A partir desses parâmetros, foram calculados os seguintes índices de avaliação: variância normalizada ( $\sigma_\theta^2$  — Equação 4), tempo de atraso normalizado ( $\phi_\theta$  — Equação 5), eficiência volumétrica ( $e_v$  — Equação 6), eficiência hidráulica ( $\lambda$  — Equação 7), índice de dispersão de Morril (IDM — Equação 8),  $d$  — Equação 9, e número de tanques em série ( $N$  — Equação 10), como pode ser visto na Tabela 2.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do estudo com traçador estão apresentados, por meio das curvas  $E(\theta) \times \theta$  (concentração normalizada versus tempo normalizado), na Figura 2 e, também, na Tabela 2, na qual estão apresentadas as principais características extraídas das curvas. Com base nas informações obtidas é possível afirmar que os ensaios podem ser considerados válidos, fato este comprovado pelos elevados percentuais recuperados da massa de traçador aplicada (superiores a 85%, em todos os casos), tal como estabelecido por Headley e Kadlec (2007). Observam-se, nos SACs 2 e 3 do ensaio 1 e no SAC1 do ensaio 2, percentuais de recuperação do traçador acima dos 100% injetados. Suspeita-se que isso possa estar associado, principalmente, à ocorrência de erros na quantificação



**Figura 1** – Croqui dos três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial utilizados, os sistemas alagados construídos 1, 2 e 3, tendo, respectivamente, relação comprimento:largura igual a 1, 4 e 7,3. (A) Representação dos sistemas em planta. (B) Representação dos sistemas em corte.

da concentração do traçador na solução efluente, já que a obtenção dos dados dessa concentração foi feita de forma discreta (amostras coletadas de tempos em tempos). Nesta forma de amostragem dos dados, assume-se que não há variação da concentração de traçador durante os intervalos entre coletas, o que não é verdade. Isso acarreta superestimativa nos casos de picos de concentração, que duraram menos do que o intervalo entre coletas, o que não ocorre no caso de medições contínuas, quando se utilizam dados coletados sistematicamente por sondas de medição automática. Garcia *et al.* (2004), no entanto, atribuíram esse fenômeno à ocorrência de oscilações na vazão, decorrentes da intensa evaporação no decorrer do experimento.

Na Figura 2, é possível perceber que todas as curvas, tanto as obtidas no ensaio 1 como as obtidas no ensaio 2, são caracterizadas por apresentarem forte caráter oscilatório, condição que só deixa de existir com o início do decaimento exponencial, em forma de cauda. Segundo Levenspiel (2000), esse caráter oscilatório é característico de escoamentos com elevada recirculação interna. Sabe-se que essa recirculação pode levar à ocorrência de regiões nas quais o traçador é retido e liberado lentamente, de forma heterogênea, tal como acredita-se ter ocorrido no presente estudo (Tabela 3).

O efeito caudal, observado em todos os casos, caracterizado por um decaimento exponencial na concentração efluente do traçador ao final do ensaio, é, segundo Nardi, Zaiat e Foresti (1999), decorrente da lenta mobilidade do traçador no meio poroso, tendo em vista que ele se dispersa/difunde para regiões estagnadas do meio, ou em razão do atraso proporcionado pela sua sorção ao meio suporte (substrato). Esses autores consideram, ainda, que esse efeito pode causar alteração

na interpretação da hidrodinâmica do meio. Autores como Vilas Bôas (2012), Holcová, Šíma e Dušek (2013) e Magalhães Filho, Silva e Paulo (2013) também registraram semelhante ocorrência.

Como pode ser visto, o tempo associado à concentração de pico ( $t_p$ ) diminuiu à medida que aumentou a relação L/B. Acredita-se que isso se deva ao fato de que conforme a configuração do sistema se torna mais alongada, há redução na ocorrência de zonas mortas, responsáveis pelos efeitos de recirculação e aprisionamento do traçador. Ou seja, o escoamento de caráter mais pistonado demonstrou proporcionar menor ocorrência de recirculação no sistema.

Analisando-se o parâmetro  $\phi_\theta$ , definido como tempo de atraso normalizado, verifica-se que este apresentou comportamento crescente com o aumento na relação L/B. Ou seja, no SAC1 de L/B igual a 1, no qual se esperava maior formação de caminhos preferenciais devido à menor extensão longitudinal do sistema, o atraso na identificação da presença do traçador no efluente do sistema foi menor; já no caso do SAC3, de L/B igual a 7,3, essa identificação foi maior, comportamento corroborado por Garcia *et al.* (2004). A análise do parâmetro  $\phi_\theta$  possibilita maior confiabilidade na avaliação da condição hidrodinâmica do que a análise de antecipação do traçador, apresentada anteriormente, pelo fato de a detecção inicial do traçador no efluente ser menos influenciada por processos evaporativos possivelmente ocorrentes no sistema.

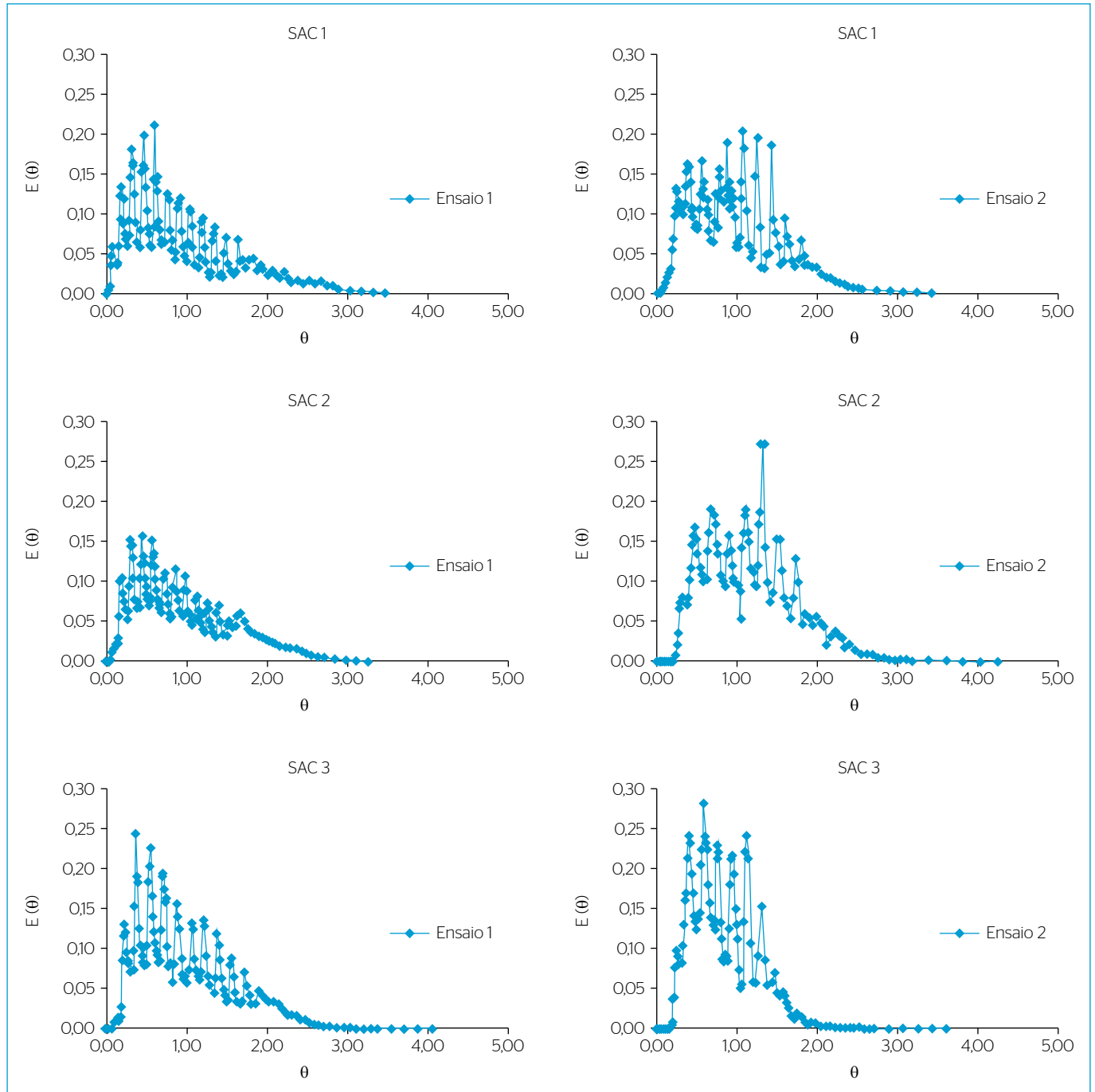
O tempo médio real ( $TDH_r$ ) extraído da DTR foi maior, em todos os casos, que os do  $TDH_n$ , sendo a diferença mais acentuada verificada no ensaio 1. Nos estudos de Bowmer (1987) e USEPA (1988), nos quais foram avaliados SACs-EHSS plantados, esse fenômeno também foi observado, porém, nesse caso, foi atribuído à evapotranspiração ocorrida

**Tabela 2 -** Equações dos parâmetros que caracterizam as condições hidrodinâmicas dos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial.

$TDH_n = \varepsilon \frac{V}{Q}$ (Equação 1)	$e_v = \frac{TDH_n}{TDH_r}$ (Equação 6)
$TDH_r = \frac{\sum_i t_i C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i}$ (Equação 2)	$\lambda = \frac{t_p}{TDH_n}$ (Equação 7)
$\sigma^2 = \frac{\sum_i t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i} - TDH_r^2$ (Equação 3)	$IDM = \frac{t_{90}}{t_{10}}$ (Equação 8)
$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2}$ (Equação 4)	$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{TDH_r^2} = 2d + 3d^2$ (Equação 9)
$\phi_\theta = \frac{t_m}{TDH_r}$ (Equação 5)	$N = \frac{TDH_r}{\sigma^2} = \frac{1}{\sigma_\theta^2}$ (Equação 10)
$\varepsilon$ = porosidade do meio ( $m^3$ de vazios/ $m^3$ de material); V = volume total do SAC ( $m^3$ ); Q = vazão média a ser tratada ( $m^3.d^{-1}$ ); $t_i$ = tempo associado a cada concentração $C_i$ (h); $C_i$ = concentração de traçador na saída do reator em cada tempo $i$ ( $mg.L^{-1}$ ); $\Delta t_i$ = intervalo de tempo entre a amostra coletada em $t_{e_i}$ e $t_{i+1}$ (h);	$t_p$ = tempo relativo $t_{in}$ = tempo em que o traçador é detectado pela primeira vez na saída (h); à concentração de pico da curva $C_{puls}$ ; $t_{10}$ = tempo em que 10% da massa do traçador deixa a unidade (d); $t_{90}$ = tempo em que 90% da massa do traçador deixa a unidade (d); d = número de dispersão.

nas unidades, ao longo do dia. Garcia *et al.* (2004) atribuíram essas diferenças entre  $TDH_r$  e  $TDH_n$  às irregularidades no fundo dos SACs-EHSS, desníveis indesejados na superfície do substrato (meio poroso) e até a erros na estimativa da porosidade do meio. Autores como Nardi, Zaiat e Foresti (1999), Borges *et al.* (2009), Calheiros, Perico e Nunes (2009) associaram esse comportamento ao forte efeito de cauda, causado pelo aprisionamento do traçador em zonas mortas do sistema.

Neste trabalho, acredita-se que tenha ocorrido fenômeno semelhante ao relatado pelos últimos autores, aliado ao efeito proporcionado pela recirculação interna nas unidades avaliadas. Essa hipótese se baseia no fato de que as diferenças entre  $TDH_r$  e  $TDH_n$  foram menores no ensaio 2, no qual foi possível notar menor efeito de cauda comparado ao observado no ensaio 1. Observa-se, também que, em ambos os ensaios, o SAC3 apresentou menor diferença entre  $TDH_r$  e  $TDH_n$ ,



**Figura 2** - Curvas de distribuição dos tempos de residência normalizadas  $E(\theta) \times \theta$ , obtidas nos ensaios 1 e 2 com traçador. As curvas da esquerda são referentes ao ensaio 1, enquanto as da direita são do ensaio 2.

corroborando a hipótese de que a ocorrência de recirculação tenha sido menor no SAC mais alongado.

No ensaio 2, apesar de também terem sido obtidos valores superiores, notou-se redução no valor de  $TDH_p$ , quando comparado aos valores obtidos no ensaio 1. Entende-se que essa redução esteja associada à ocorrência de mudanças na hidrodinâmica do sistema provocadas pelo crescimento de biofilme no meio poroso. Tal situação pode ter propiciado redução nos efeitos de recirculação e favorecido o desenvolvimento de caminhos preferenciais. Essa hipótese é baseada no estudo apresentado por Grismer, Tausendschoen e Shepherd (2001), que, ao realizarem ensaio com traçador, durante três anos consecutivos, em um SAC-EHSS denominado de “novo”, por não ter recebido água residuária, e em outro denominado “antigo”, por já ter sido utilizado no tratamento de água residuária, obtiveram  $TDH_p$  menor no SAC antigo e atribuíram isso ao crescimento do biofilme e à consequente redução no volume útil do sistema.

A variância normalizada,  $\sigma_\theta^2$ , foi menor no ensaio 2 do que no ensaio 1, ou seja, o biofilme, formado em decorrência da passagem de esgoto sanitário nos sistemas, alterou as condições de dispersão iniciais, corroborando resultados obtidos por Garcia et al. (2004). Em todos os ensaios, pôde-se verificar que os valores de  $\sigma_\theta$  mantiveram uma relação inversamente proporcional ao valor da razão L/B.

No que diz respeito à eficiência volumétrica, o valor igual a 1,0 indica utilização de todo volume disponível para escoamento e valores maiores ou menores que 1,0 indicam ineficiência na utilização do

volume poroso; foram encontrados, em todos os casos, valores que excederam à unidade, muitos deles acima de 100%. De acordo com Guimarães (2013), valores de  $e_v$  acima de 100% são obtidos quando o  $t_p$  é superior ao  $t_n$ , como foi anteriormente verificado, porém isso não é um resultado esperado. Essa ocorrência também é justificada pelas perdas hídricas e pelo aprisionamento do traçador em zonas mortas do sistema. Os valores de  $e_v$  foram sempre inferiores no SAC3, que é aquele que recebeu maior carga orgânica por área transversal, estando sujeito, assim, a mais rápida obstrução dos poros e à redução no volume efetivo para escoamento. Contrariando essa lógica, verificou-se que a maior redução na eficiência volumétrica ocorrida entre os ensaios 1 e 2 foi observada no SAC2.

Avaliando-se o parâmetro  $\lambda$ , critério estabelecido por Persson, Somes e Wong (1999) que determina valor mínimo de 0,75 para sistemas com boa eficiência hidráulica, verifica-se que todos os sistemas apresentaram eficiências muito altas, sendo as obtidas no ensaio 2 ainda maiores do que as obtidas no ensaio 1.

De acordo com o IDM, que assume valor igual a 1,0 para escoamento pistão ideal e 22,0 para mistura completa, verifica-se que os SACs-ESS, tanto no ensaio 1 como no ensaio 2, apresentaram valores que estiveram mais próximos ao valor inferior (1,0), portanto mais próximos do modelo de escoamento em pistão do que de mistura completa. Nota-se, ainda que, após decorrido o período de operação dos SACs-EHSS no tratamento do esgoto sanitário (ensaio 2), as características desse índice modificaram, fazendo com que os valores obtidos em todos os SACs-ESS fossem diminuídos, ou seja, houve redução na dispersão longitudinal em todos reatores. Apesar de o SAC3 possuir L/B 7,3 vezes maior que o SAC1, os valores do IDM do SAC3 foram levemente superiores aos obtidos no SAC1, ou seja, as diferentes geometrias dos SACs-ESS estudados não proporcionaram grandes alterações nesse parâmetro.

Para maior entendimento acerca dos efeitos dispersivos em cada um dos reatores, calculou-se o  $d$ , do modelo disperso, e o número de tanques ( $N$ ), do modelo de tanques em série (LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, 2013), o que está apresentado na Tabela 4.

**Tabela 3** - Características hidrodinâmicas dos sistemas alagados construídos 1, 2 e 3, nos ensaios 1 e 2.

Características hidrodinâmicas						
Variável/parâmetro	Ensaio 1			Ensaio 2		
	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3
Traçador recuperado (%)	98,00	102,70	100,30	101,4	94,70	90,40
$TDH_n$ (d)	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90
$TDH_r$ (d)	6,92	7,40	5,92	5,85	5,52	4,71
$t_p$ (d)	4,20	3,20	2,20	6,25	6,20	3,20
$\sigma^2$ (d <sup>2</sup> )	22,46	21,22	11,78	10,79	7,00	4,72
$\sigma_\theta^2$	0,47	0,39	0,34	0,32	0,23	0,21
$\phi_\theta$	0,03	0,04	0,07	0,05	0,17	0,19
$e_v$	2,37	2,53	2,03	2,00	1,89	1,61
$\lambda$	1,45	1,10	0,75	2,15	2,13	1,10
IDM	7,53	6,24	5,12	5,51	3,81	3,46

SAC1 reator quadrado, L/B = 1,0; SAC2 reator retangular intermediário, L/B = 4,0; SAC3 reator mais alongado, L/B = 7,3; SAC: sistema alagado construído;  $TDH_n$ : tempo de detenção hidráulica nominal;  $d$ : número de dispersão;  $TDH_r$ : tempo de detenção hidráulica real;  $t_p$ : tempo da concentração de pico;  $\sigma^2$ : variância;  $\sigma_\theta^2$ : variância normalizada;  $\phi_\theta$ : tempo de atraso normalizado;  $e_v$ : eficiência volumétrica;  $\lambda$ : eficiência hidráulica; IDM: índice de dispersão de Morrill.

**Tabela 4** - Número de dispersão segundo três condições de contorno e número de tanques em série dos sistemas alagados construídos 1, 2 e 3.

Condição de contorno	Ensaio 1			Ensaio 2		
	SAC1	SAC2	SAC3	SAC1	SAC2	SAC3
$d$ (fechado-fechado)	0,35	0,26	0,21	0,20	0,13	0,12
$d$ (aberto-aberto)	0,15	0,13	0,11	0,11	0,09	0,08
$d$ (aberto-fechado)	0,18	0,16	0,14	0,13	0,10	0,09
$N$	2,13	2,58	2,97	3,17	4,36	4,71

SAC1 reator quadrado, L/B = 1,0; SAC2 reator retangular intermediário, L/B = 4,0; SAC3 reator mais alongado, L/B = 7,3; SAC: sistema alagado construído;  $d$ : número de dispersão;  $N$ : número de tanques em série.



Buscando-se demonstrar que a adoção de inadequada condição de contorno do modelo disperso pode acarretar interpretação incorreta da dispersão, foram calculados os valores de  $d$  para as três possíveis condições. Apesar de Kadlec e Wallace (2008) recomendarem a aplicação da condição de contorno de vaso fechado-fechado para representar SACs-EHSS, acredita-se que a condição de contorno que mais se adéqua à condição do presente experimento é a de vaso aberto-fechado, uma vez que a solução traçadora foi adicionada diretamente em uma região de mistura e o efluente foi coletado na tubulação de saída, fora do SAC, onde as linhas de fluxo já se encontram mais ordenadas.

Percebe-se em todos os casos, tanto do ensaio 1 como no ensaio 2, que os valores de  $d$  estiveram dentro da faixa de dispersão moderada ( $0,05 < d < 0,20$ ), tal como estabelecido por Metcalf e Eddy (2013). Nota-se que foram próximos aos resultados encontrados em outras publicações: de 0,07 a 0,35 (KADLEC & WALLACE, 2008; KING; MITCHELL; HOWES, 1997); 0,079 (LEVENSPIEL, 2000); 0,19, para sistemas não plantados, e entre 0,14 e 0,31, para sistemas plantados (VILLASEÑOR *et al.*, 2011); 0,14, para o sistema não plantado, e 0,16 e 0,32, para os plantados (MATOS, 2015).

Observou-se que os valores de  $d$  (condição aberto-fechado) obtidos nos SACs-EHSS, nos dois ensaios, pouco diferiram entre si. Esperava-se que essa diferença, principalmente entre os SACs-EHSS de maior diferença nas proporções geométricas, SAC1 ( $L/B = 1,0$ ) e SAC3 ( $L/B = 7,3$ ), fosse mais acentuada, assim como encontrado por Vilas Bôas (2012).

De acordo com os resultados encontrados por Hill e Sleep (2002) e Pedescoll *et al.* (2013), esperava-se, também neste trabalho, aumento na dispersão do ensaio 1 para o ensaio 2, tendo em vista a grande probabilidade de ocorrência de crescimento do biofilme nos sistemas. Porém, os resultados observados em todos os SACs-EHSS demonstraram comportamento contrário, ou seja, verificou-se diminuição nos valores de  $d$ , do ensaio 1 para o ensaio 2, ou seja, redução nos fatores causadores de dispersão no meio. Acredita-se que tal fenômeno possa estar associado à utilização de água de torneira para realização do ensaio 1. Com isso, ao se adicionar a solução contendo o traçador, pode ter ocorrido grande efeito difusivo, principalmente por se tratar de ambiente com baixa velocidade de escoamento. Esse fenômeno pode, então, ter acarretado superestimativa da variância obtida na curva  $C_{puls}$  e, conseqüentemente, no valor de  $d$ , que, por sua vez, depende desta variável. Diferentemente da redução no parâmetro  $d$  verificada neste trabalho, Matos (2015) observou aumento na magnitude desse parâmetro, ao comparar os resultados que obteve (0,16 e 0,32, para o sistema plantado, e 0,14, para o sistema não plantado) com os obtidos por Paoli e von Sperling (2013) (0,084, para o sistema plantado, e 0,079, para o não plantado), em avaliações efetuadas nos mesmos SACs-EHSS, após cerca de cinco anos em operação no tratamento de

efluente primário de esgoto sanitário. Segundo esse autor, diante do aumento da colmatação, o sistema apresentou maiores valores de  $d$ .

A análise dos valores de  $N$  proporcionou resultados que se assemelharam muito aos obtidos na análise de  $d$ , no ensaio 1, tendo sido obtidos valores baixos (não superiores a 3), o que indica a ocorrência de dispersão considerável, uma vez que  $N$  igual a 1 indica escoamento do tipo mistura completa. Além disso, os SACs-EHSS apresentaram características hidrodinâmicas semelhantes, embora tenha ficado evidente a ocorrência de maior valor de  $N$  no SAC3 ( $L/B = 7,3$ ) e menor no SAC1 ( $L/B = 1,0$ ). No ensaio 2, os SACs-EHSS passaram a apresentar maiores diferenças, entre si, no valor de  $N$ , principalmente entre o SAC1 ( $N = 3,17$ ) e SAC3 ( $N = 4,71$ ), que tinham razões  $L/B$  mais discrepantes. Observou-se, também, que os valores de  $N$ , no ensaio 2, foram superiores aos obtidos no ensaio 1, indicando que a passagem de esgoto sanitário nos SACs-EHSS implicou mudanças nas características dos sistemas, muito provavelmente devido ao desenvolvimento do biofilme e, conforme já comentado, refletiu em diminuição na dispersão do traçador no meio poroso.

Os valores de  $N$  obtidos neste trabalho foram menores que os encontrados por Paoli e von Sperling (2013): 6,9, para o sistema não plantado, e 6,5, para o plantado. No entanto, foram muito semelhantes aos observados por Matos (2015), 3, para o sistema plantado, e 4, para o sistema não plantado, que efetuou avaliações nos mesmos SACs-EHSS utilizados por Paoli e von Sperling (2013), após cerca de cinco anos em operação no tratamento de efluente primário de esgoto sanitário. Chazarenc, Merlin e Gonthier (2003), ao avaliarem SACs-EHSS cultivados com diferentes espécies vegetais, sob diferentes condições operacionais, encontraram valores de  $N$  entre 7 e 14, enquanto Villaseñor *et al.* (2011) obtiveram valores próximos aos obtidos neste trabalho: 2,7, para o sistema não plantado, e entre 1,6 e 3,5, para os sistemas plantados.

Após analisar  $d$  e  $N$ , vê-se que as diferentes razões  $L/B$  influenciaram no comportamento hidrodinâmico nos SACs-EHSS, porém não na magnitude que se esperava. Isso pode ser constatado pelo fato de os SACs 1 e 3 terem apresentado características hidrodinâmicas muito próximas, mesmo possuindo diferença na razão  $L/B$  da ordem de 7,3 vezes.

Os resultados obtidos neste trabalho não confirmaram, por diversas razões, que não existe uma relação muito direta entre o modelo hidráulico e a razão  $L/B$ , tal como observado por Alcocer, Vallejos e Champagne (2012). Além disso, os resultados reiteram, ainda mais, a ideia de que SACs-EHSS estão longe de possuir comportamento do tipo pistão ideal, tal como sugeriram Werner e Kadlec (2000), Garcia *et al.* (2004) e Brasil *et al.* (2007). Situação semelhante foi observada quando se avaliou o comportamento hidrodinâmico nos SACs-EHSS, entre os ensaios 1 e 2, que apresentaram alteração no comportamento hidrodinâmico, porém de forma contrária ao que se previa.

Tais constatações demonstraram, para os casos avaliados, que os aspectos construtivos relacionados à relação geométrica L/B proporcionaram pequena influência nas condições hidrodinâmicas do sistema. Ao se considerar que o regime hidráulico que melhor caracteriza o escoamento em SACs-EHSS é o disperso, e não o pistonado, passa-se a ter mais liberdade na definição da razão L/B para projeto desses sistemas de tratamento de águas residuárias, podendo-se destinar maior seção transversal para o escoamento, proporcionando-se, assim, maior tempo de operação sem que haja a intensa colmatação inicial, comum nesses sistemas.

## CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, conclui-se que todos os SACs-EHSS avaliados demonstraram comportamento disperso, tendo a dispersão sido maior no SAC1 (L/B = 1,0) e a menor no SAC3 (L/B = 7,3). A relativamente baixa diferença na dispersão com a razão L/B indicou que SACs-EHSS podem ser planejados para serem mais largos, aumentando-se a seção transversal de escoamento da água residuária em tratamento.

O tempo de operação dos sistemas por três meses proporcionou pequena, embora perceptível, diminuição na dispersão nos SACs-EHSS.

## REFERÊNCIAS

- ABBAS, H.; NASR, R.; SEIF, H. (2006) Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, v. 28, n. 1, p. 25-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.03.008>
- ALCOCER, D.J.R.; VALLEJOS, G.G.; CHAMPAGNE, P. (2012) 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.10.018>
- BAPTESTINI, G.C.F.; MATOS, A.T.; BORGES, A.C.B. (2016) Effect of reversal of the flow direction on hydrodynamic characteristics and plants cultivated in constructed wetland systems. *Acta Scientiarum Technology*, v. 38, n. 1, p. 49-56. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v38i1.27864>
- BODIN, H.; PERSSON, J.; ENGLUND, J.-E.; MILBERG, P. (2013) Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. *Journal of Hydrology*, v. 501, p. 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.022>
- BORGES, A.C.; MATOS, A.; CALIJURI, M.D.C.; OLIVEIRA, G.; ROLDÃO, J.S. (2009) 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. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162009000200013>
- BOWMER, K.H. (1987) Nutrient removal from effluents by an artificial wetland: Influence of rhizosphere aeration and preferential flow studied using bromide and dye tracers. *Water Research*, v. 21, n. 5, p. 591-599. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90068-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90068-6)
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SILVA, C.M.; CECON, P.R.; SOARES, A.A. (2007) Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agrartechnische Forschung*, v. 13, n. 2, p. 48-56.
- CALHEIROS, H.C.; PERICO, A.C.S.; NUNES, C.F. (2009) Estudo experimental de aspectos hidrodinâmicos e da partida de um reator anaeróbio sequencial tratando esgotos domésticos. *Ambiente e Água*, v. 4, n. 3, p. 144-156. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.108>
- CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. (2003) Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 21, n. 2-3, p. 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.12.001>
- DITTRICH, E.; KLINCSIK, M. (2015) Analysis of conservative tracer measurement results using the Frechet distribution at planted horizontal subsurface flow constructed wetlands filled with coarse gravel and showing the effect of clogging processes. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 21, p. 17104-17122. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4827-6>
- FIA, R.; MATOS, A.T.; FIA, F.R.L.; MATOS, M.P.D.; LAMBERT, T.F.; NASCIMENTO, F.S. (2010) Performance of forage crops in wetlands used in the treatment of wastewater of coffee processing. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 8, p. 842-847. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000800008>
- GARCIA, J.; CHIVA, J.; AGUIRRE, P.; ÁLVAREZ, E.; SIERRA, J.P.; MUJERIEGO, R. (2004) Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecological Engineering*, v. 23, n. 3, p. 177-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.09.002>
- GRISMER, M.E.; TAUSENDSCHOEN, M.; SHEPHERD, H.L. (2001) Hydraulic characteristics of a subsurface flow constructed wetland for winery effluent treatment. *Water Environment Research*, v. 73, n. 4, p. 466-477. <http://dx.doi.org/10.2175/106143001X139524>
- GUIMARÃES, T.M.V.D.A. (2013) *Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar*. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- HEADLEY, T.R.; KADLEC, R.H. (2007) Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecology and Hydrobiology*, v. 7, n. 3-4, p. 269-282. [http://dx.doi.org/10.1016/S1642-3593\(07\)70110-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1642-3593(07)70110-6)



- HILL, D.D.; SLEEP, B.E. (2002) Effects of biofilm growth on flow and transport through a glass parallel plate fracture. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 56, n. 3-4, p. 227-246. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(01\)00210-8](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00210-8)
- HOLCOVÁ, V.; ŠÍMA, J.; DUŠEK, J. (2013) A comparison of fluorescein and deuterated water as tracers for determination of constructed wetland retention time. *Central European Journal of Chemistry*, v. 11, n. 2, p. 200-204. <http://dx.doi.org/10.2478/s11532-012-0153-8>
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S. (2008) *Treatment wetlands*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press. 1046 p.
- KING, A.C.; MITCHELL, C.A.; HOWES, T. (1997) Hydraulic tracer studies in a pilot scale subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p. 189-196. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00068-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00068-1)
- LEVENSPIEL, O. (2000) *Engenharia das reações químicas*. 3. ed. São Paulo: Edgard Blucher. 584 p.
- MAGALHÃES FILHO, F.J.C.; SILVA, J.B.; PAULO, P.L. (2013) Hidrodinâmica de um wetland construído combinado com um sistema por evaporação como pré-tratamento. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 1, n. 2, p. 276-285. <http://dx.doi.org/10.17565/gesta.v1i2.8296>
- MATOS, M.P. (2015) *Colmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas*. 301 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- METCALF, I.; EDDY, H. (2013) *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5. ed. Nova York: McGraw-Hill. 2048 p.
- NARDI, I.R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1999) Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Bioprocess Engineering*, v. 21, n. 5, p. 469-476. <https://doi.org/10.1007/s004490050704>
- PAOLI, A.C.D.; VON SPERLING, M. (2013) Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 1, n. 2, p. 213-222. <http://dx.doi.org/10.17565/gesta.v1i2.8299>
- PEDESCOLL, A.; SIDRACH-CARDONA, R.; SÁNCHEZ, J.C.; CARRETERO, J.; GARFI, M.; BÉCARES, E. (2013) Design configurations affecting flow pattern and solids accumulation in horizontal free water and subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v. 47, n. 3, p. 1448-1458. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.010>
- PERSSON, J.; SOMES, N.L.G.; WONG, T.H.F. (1999) Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 291-300. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00448-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00448-5)
- SAEED, T.; SUN, G. (2012) A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 429-448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; DECEZARO, S.T.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. (2015) Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151-158. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (1988) *Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*. Cincinnati: USEPA.
- VILAS BÔAS, R.B. (2012) *Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações*. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras.
- VILLASEÑOR, J.; MENA, J.; FERNÁNDEZ, F.J.; GÓMEZ, R.; DE LUCAS, A. (2011) Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v. 91, n. 7-8, p. 693-707. <https://doi.org/10.1080/103067319.2010.497918>
- VON SPERLING, M.; PAOLI, A.C. (2013) First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 57, p. 205-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.036>
- VYMAZAL, J. (2007) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. In: WORLD LAKE CONFERENCE, 12., 2007, Rajasthan. *Anais... Rajasthan*, p. 980.
- \_\_\_\_\_. (2011) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 61-69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
- WERNER, T.M.; KADLEC, R.H. (2000) Wetland residence time distribution modeling. *Ecological Engineering*, v. 15, n. 1-2, p. 77-90. [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00036-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00036-1)
- WILLIAMS, C.F.; NELSON, S.D. (2011) Comparison of Rhodamine-WT and bromide as a tracer for elucidating internal wetland flow dynamics. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 10, p. 1492-1498. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.05.003>
- WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. (2014) Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, v. 57, p. 40-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>
- ZHANG, D.Q.; JINADASA, K.B.S.N.; GERSBERG, R.M.; LIU, Y.; NG, W.J.; TAN, S.K. (2014) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, v. 141, p. 116-131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>