

AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL (UNIDADES PLANTADA E NÃO PLANTADA)

André Cordeiro De Paoli

Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos/UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. (cordeiropaoli@yahoo.com.br)

Marcos von Sperling

PhD em Engenharia Ambiental/Imperial College-UK. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. (marcos@desa.ufmg.br)

Resumo

O artigo tem o objetivo de avaliar o comportamento hidrodinâmico de dois *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial e analisar, comparativamente, os respectivos parâmetros hidrodinâmicos de cada sistema. No intuito de entender esse comportamento, foi realizado um teste simultâneo com elemento traçador (^{82}Br) nos dois *wetlands* construídos, um plantado (WP) e outro não plantado (WNP), recebendo efluente sanitário de reator UASB (equivalente populacional de 50 habitantes cada). Os estudos foram efetuados após as unidades estarem em operação por cerca de dois anos e apresentando escoamento superficial indesejado no início do leito de ambas as unidades, com maior escoamento superficial na WP (aproximadamente o dobro da WNP). O artigo apresenta resultados comparativos relacionados às condições hidrodinâmicas dos dois sistemas e seus respectivos parâmetros obtidos. As duas unidades de *wetlands* construídos apresentaram tempo de detenção hidráulica médio inferior ao teórico calculado em projeto, com valor ligeiramente superior para a WNP. As duas unidades apresentaram, também, condições hidrodinâmicas similares, com a WNP apresentando número de dispersão (d) apenas um pouco inferior e número de tanques em série ligeiramente superior, comparado com a WP.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos, traçador, comportamento hidrodinâmico.

Abstract

The article aims to evaluate the hydrodynamic behavior of two horizontal subsurface flow constructed wetlands and comparatively analyze the hydrodynamic parameters in each system. In order to understand this behavior, a tracer test (^{82}Br) was performed simultaneously in the two units, one planted (PW) and other non-planted (NPW), receiving sanitary effluent from a UASB reactor (equivalent population of 50 inhabitants each). The studies were performed after the units were in operation for about two years and presenting unwanted surface flow at the inlet region of both units surface flow in PW was approximately twice that in NPW). The paper presents comparative results related to the hydrodynamic conditions of the two units and the respective parameters obtained. The two constructed wetlands units showed hydraulic retention times below the theoretical average calculated in design, with slightly higher value for the NPW. The two units also had similar hydrodynamic conditions, with the non-planted one presenting dispersion number only slightly lower and number of tanks in series slightly higher compared with the planted unit.

Keywords: Constructed wetlands, tracer, hydrodynamic behaviour

INTRODUÇÃO

O pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, por meio de *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial (WEHSS), usualmente, apresenta ótimos desempenhos na remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, constituindo-se em uma solução simples e natural para o tratamento de esgotos sanitários. A expansão de sua aplicação em todo o mundo é bastante expressiva, existindo atualmente milhares de sistemas em operação.

A remoção de poluentes em *wetlands* construídos (WC) ocorre por meio de uma intensa diversidade de interações entre os sedimentos, o meio suporte, microrganismos, plantas, atmosfera e a água residuária que se move dentro do sistema. A dinâmica de movimento do líquido por meio dos WC tem uma importante influência na eficiência e duração dessas interações. Muitas reações biogeoquímicas importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes da água residuária, os microrganismos e o meio suporte, tornando esse tempo de contato um fator determinante no processo de remoção de alguns poluentes. Algum curto-circuito ou zona morta que ocorra no *wetland* construído, conseqüentemente, produzirá efeitos no tempo de contato real, assim como na velocidade de escoamento e na eficiência do tratamento (USEPA, 2000).

A remoção de matéria orgânica (MO) pode ser, usualmente, representada segundo uma reação de primeira ordem, ou seja, a taxa da reação é diretamente proporcional à concentração do substrato, predizendo um decaimento exponencial da concentração afluente (VON SPERLING, 2002). Esse modelo, segundo Stein *et al.* (2006), reúne as influências físicas e biológicas na remoção da matéria orgânica, as transforma em um único parâmetro (k) e prevê a concentração efluente em função do tempo ($k.t$) ou da carga hidráulica ($k.q$).

Nestas condições, o regime hidráulico do reator influencia a eficiência do sistema. Embora a cinética de remoção da matéria orgânica seja a mesma nos diferentes regimes hidráulicos, sua concentração efluente varia. Dessa maneira, têm-se dois modelos hidráulicos idealizados, já

bastante discutidos na literatura e que são utilizados rotineiramente como premissas para o dimensionamento de reatores. Tais modelos representam os limites em que todos os reatores, na prática, se enquadram, sendo eles o reator de Fluxo em Pistão e o reator de Mistura Completa. Outros dois modelos podem ser apresentados como sendo intermediários aos dois extremos citados, quais sejam, o reator de Mistura Completa em Série, ou Tanques em Série (TES), e o reator de Fluxo Disperso.

O principal método desenvolvido para se conhecer as características hidráulicas internas dos reatores na prática, assim como das WC, é por meio do uso de traçadores inertes. O teste com traçador é realizado por meio da injeção de uma substância inerte no início do sistema, junto ao afluente, no tempo zero. Ao longo de um período que deve idealmente corresponder, pelo menos, a três vezes o TDH teórico do reator, medem-se as concentrações de saída do traçador em intervalos pré-determinados. Essa concentração de saída em função do tempo monitorado gera um gráfico e, por meio de modelagens, são obtidos parâmetros indicativos do modelo hidráulico mais representativo. O TDH teórico pode ser calculado pelo quociente entre o volume do líquido (volume do leito x porosidade) e a vazão aplicada. Esse cálculo não representa o TDH real, já que a porosidade do meio tende a diminuir com o passar do tempo, de maneira particular, em função dos aspectos operacionais e de projeto peculiares a cada WC. Esta é uma limitação na representação de todos os modelos que consideram o TDH teórico.

Algumas das equações para desenho de WC assumem condições de fluxo em pistão. Entretanto, estudos com traçador em WC têm demonstrado significativa dispersão dos sistemas (USEPA, 2000). Baseado no banco de dados de entrada e saída de WC, relatado pela USEPA (2000), em acordo com outras pesquisas, os sistemas não podem ser modelados como fluxo em pistão ou reatores de mistura completa (KADLEC; KNIGHT, 1996; MITCHELL; MCNEVIN, 2001; ROUSSEAU; VANROLLEGHEM; PAUW, 2004). O modelo que parece se aproximar das curvas obtidas com traçador é o de reatores de

tanques em série (TES) (SANDOVAL-COBO; PEÑA, 2007; RIOS *et al.*, 2008) ou de fluxo disperso.

Os WEHSS construídos têm apresentado significativa dispersão, em maior ou menor grau, de acordo com seu desenho (comprimento/largura/profundidade). Números de dispersão abaixo de 0,025 são indicativos de maior proximidade ao fluxo em pistão, enquanto que valores próximos de 0,20 indicam alto grau de dispersão.

A modelagem de um WC segundo o fluxo disperso é mais complicada, pelo fato de se necessitar de dois parâmetros (coeficiente de decaimento k e o número de dispersão d), ao contrário dos modelos anteriores, em que se necessita apenas do coeficiente de decaimento (k). Para o cálculo do número de dispersão (d), necessita-se determinar o coeficiente de dispersão D . Em sistemas já existentes, D pode ser obtido, de maneira experimental, por meio de testes com traçadores. No caso do projeto de novas instalações, naturalmente, d não é conhecido. Para o uso da equação de dispersão em sistemas de lagoas de estabilização, segundo von Sperling (2002), o valor de d varia de acordo com a relação comprimento/largura (L/B). As faixas de valores de d são: 0,1 para $L/B= 1$; 0,25-0,5 para $L/B= 2$ a 4; e 0,1-0,2 para $L/B= 5$ a 10. Já para sistemas de WEHSS, os valores médios encontrados por alguns autores variam de 0,050 a 0,31 (USEPA, 2000), com os maiores valores para sistemas com menor relação comprimento/largura. São valores referentes a poucos estudos, se comparados com os sistemas de lagoas de estabilização.

Entretanto, têm-se observado, visivelmente, alterações no comportamento hidrodinâmico em WC após algum tempo de operação, em especial a ocorrência de escoamento superficial no início do leito. Desde a década de 1990, tem sido relatado esse fenômeno em sistemas de WEHSS (BRIX, 1994; KADLEC; KNIGHT, 1996), sendo tolerado em muitas ocasiões devido aos sistemas de *wetlands* de escoamento superficial (WES) apresentarem desempenho de tratamento próximo da eficiência observada em WEHSS (KADLEC; WALLACE, 2008). O escoamento superficial em WEHSS ocorre sempre que a condutividade hidráulica do

meio suporte não for suficiente para transportar o afluente aplicado.

WEHSS não mantêm a mesma condutividade hidráulica após o início de sua operação. Por exemplo, se um terço dos poros do leito for obstruído, a condutividade hidráulica diminui dez vezes, porque a condutividade é extremamente sensível à porosidade (KADLEC; WALLACE, 2008). A não uniforme distribuição das raízes e biomassa ao longo do comprimento do leito, além do acúmulo de sólidos, resulta em uma não uniforme distribuição da condutividade hidráulica do leito. Interessante observar que os sistemas plantados e não plantados apresentam redução na condutividade, sendo que o sistema plantado, usualmente, apresenta menor condutividade hidráulica (SANFORD *et al.*, 1995; TANNER; SUKIAS, 1995; USEPA, 2000; DE PAOLI; VON SPERLING, 2011).

O objetivo principal deste artigo é caracterizar, de forma comparativa, as condições hidrodinâmicas de dois *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial, plantado e não plantado, tratando efluentes sanitários de um reator anaeróbio tipo UASB, após dois anos de operação do sistema.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizadas duas unidades de *wetlands* horizontais subsuperficiais construídas como pós-tratamento de efluentes de um reator UASB, na Estação Experimental pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – Universidade Federal de Minas Gerais/Companhia de Saneamento de Minas Gerais), localizada na ETE Arrudas, nas coordenadas geográficas de 19°53'42" S e 43°52'42" O, no município de Belo Horizonte, Minas Gerais. Ambas foram preenchidas com escória de alto forno e tratavam uma vazão equivalente a uma população de 50 habitantes cada. As unidades de tratamento, dispostas em paralelo, receberam uma vazão média de 7,15m³/d cada. Uma das unidades (WP) foi plantada com taboa (*Typha latifolia*), sendo a outra (WNP) mantida sem plantas, como controle do experimento. O meio suporte foi caracterizado por

análise granulométrica, tendo sido obtidos os seguintes resultados: $d_{10} = 19\text{mm}$, coeficiente de desuniformidade $d_{60}/d_{10} = 1,2$ e volume de vazios

(porosidade)=40%. As características operacionais para cada unidade de *wetland* horizontal subsuperficial são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características operacionais para cada unidade de *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Altura total dos leitos	H	m	0,40
Altura do líquido nos leitos (altura útil)	H_{liq}	m	0,35
Comprimento	C	m	25,0
Largura no topo	L	m	3,00
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,50
Volume total de escória em cada leito		m^3	28,9
Volume útil de escória em cada leito (volume molhado)		m^3	21,7
Área superficial	AS	m^2	72,3
Vazão afluente média	Q	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	7,15
Taxa de aplicação hidráulica superficial média	TAH	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	0,10
Tempo de detenção hidráulica médio (= $V \cdot \text{porosidade}/Q$)	TDH	d	1,47

Fonte: elaboração própria.

Estudo hidrodinâmico

Para a caracterização hidrodinâmica de cada *wetland* construído (WP e WNP), foi realizado um teste com um elemento traçador radioativo. Uma solução de atividade conhecida do radioisótopo de massa 82 do bromo (^{82}Br) foi introduzida na forma de um único pulso no afluente dos *wetlands* construídos, e a passagem do traçador foi monitorada nas saídas de cada *wetland*, para comparação dos dois sistemas. A detecção do ^{82}Br foi realizada por meio de sondas com cristais de NaI, específicas para detecção de radiação gama. A aplicação desse traçador radioativo foi realizada com a equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN, a qual tem autorização e competência técnica para o desenvolvimento de estudos com essas características.

Ao final dos três dias de duração do experimento (aproximadamente três vezes o TDH teórico), foram obtidas as curvas de resposta do traçador (curva da concentração do traçador em função do tempo monitorado) para cada *wetland* construído. Estas foram corrigidas em função do

decaimento do ^{82}Br (uma vez que o seu tempo de meia vida, 36 horas, é da mesma ordem de grandeza do tempo de execução do teste), bem como dos valores de *background*.

Esse teste hidrodinâmico com elemento traçador foi realizado nas duas unidades de *wetlands* de maneira simultânea, sob as mesmas condições climáticas e operacionais, tendo ocorrido há, aproximadamente, dois anos da operação dos sistemas. Durante a realização do teste, as vazões de entrada e saída foram monitoradas de forma frequente, não tendo sido observados ganhos e/ou perdas de água para os *wetlands* construídos, ou seja, não houve precipitação nem evapotranspiração significativas.

Para a determinação do tempo médio de detenção hidráulica, utilizou-se a metodologia apresentada por Metcalf e Eddy (2003) (equação 1). O número de dispersão (d) foi calculado por meio da variância, considerando o modelo de dispersão de grande intensidade (quando $d > 0,01$) descrito em Levenspiel (2000) (equação 2). O número de dispersão (d) foi, também, determinado por outra metodologia, apresentada

por Arceivala (1981), por meio do coeficiente de dispersão (D) (equações 3 e 4), para comparação de resultados. Da mesma forma, o número de tanques em série (N) foi determinado por duas metodologias citadas por Kadlec e Wallace (2008) (equação 5, simplificada, e equação 7, mais

avançada, usando a função gama). O número de tanques foi, ainda, estimado por meio de equação (8) derivada das equações apresentadas em Levenspiel (2000) para d e N. A eficiência volumétrica das *wetlands* é apresentada na equação 6 (KADLEC; WALLACE, 2008).

Tabela 2 - Equações dos parâmetros hidrodinâmicos

$TDH_{\text{médio}} = \frac{\int t \cdot c(t) dt}{\int c(t) dt}$	Eq. (1)	$D = \frac{u [(u \times TDH_{\text{médio}}) - L]}{2}$	Eq. (4)
$\frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 \left(1 - \exp \frac{D}{uL} \right)$	Eq. (2)	$N = \frac{TDH_{\text{médio}}}{(TDH_{\text{médio}} - TDH_{\text{pico}})}$	Eq. (5)
$d = \frac{D}{uL}$	Eq. (3)	$e_v = \frac{TDH_{\text{médio}}}{TDH_{\text{teórico}}}$	Eq. (6)
$g(t) = \frac{N}{TDH_{\text{médio}} \times \Gamma(N)} \times \left(\frac{N \times TDH_{\text{teórico}}}{TDH_{\text{médio}}} \right)^{N-1} \times \exp \left(- \frac{N \times TDH_{\text{teórico}}}{TDH_{\text{médio}}} \right)$			Eq. (7)
$N = 1 / [2d - 2d^2(1 - e^{(-1/d)})]$			Eq. (8)
TDH médio = tempo de detenção hidráulica médio (d) TDH teórico = tempo de detenção hidráulica calculado (volume x porosidade / vazão) (d) TDH pico = tempo para a maior concentração detectada (d) t = tempo monitorado (d) c = concentração de saída (cps) d = número de dispersão σ^2 = variância		D = coeficiente de dispersão axial (m ² /s) u = velocidade média do fluido (m/s) L = comprimento do reator (m) N = número de tanques em série (TES) g(t) = função gama para E $\Gamma(N)$ = função gama de N; = (N-1) e _v = eficiência volumétrica (%)	

Fonte: Arceivala (1981); Levenspiel (2000); Metcalf e Eddy (2003); Kadlec e Wallace (2008)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As curvas de resposta obtidas no teste com traçador para ambos os *wetlands* construídos, plantado e não plantado, são apresentadas nas figuras 1 e 2.

Pode-se observar nos gráficos que o final da curva não retornou para valores próximos do *background*, indicando que o monitoramento foi interrompido antes do término do experimento. Isso ocorreu por questões de logística do equipamento que fazia a detecção do isótopo radioativo, resultando na obtenção de resultados

um pouco subestimados que, todavia, acredita-se, não tenham influenciado as conclusões baseadas nos mesmos. Os valores dos parâmetros

hidrodinâmicos obtidos por meio do teste com traçador para as duas unidades de *wetlands* construídos são apresentados na Tabela 3.

Figura 1 - Curva de resposta do traçador (C.t) para o *wetland* construído plantado

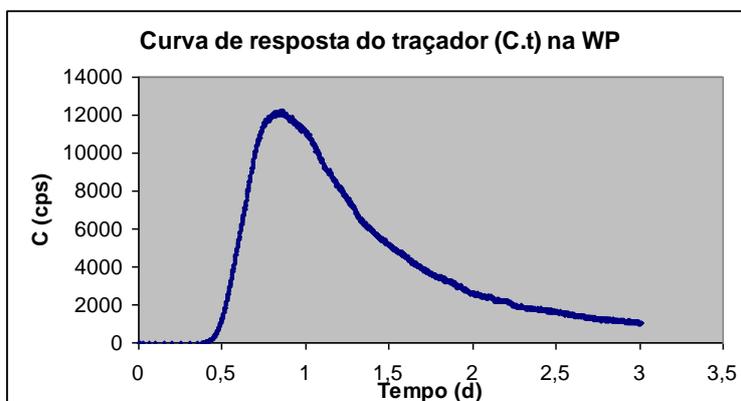


Figura 2 - Curva de resposta do traçador (C.t) para o *wetland* construído não plantada

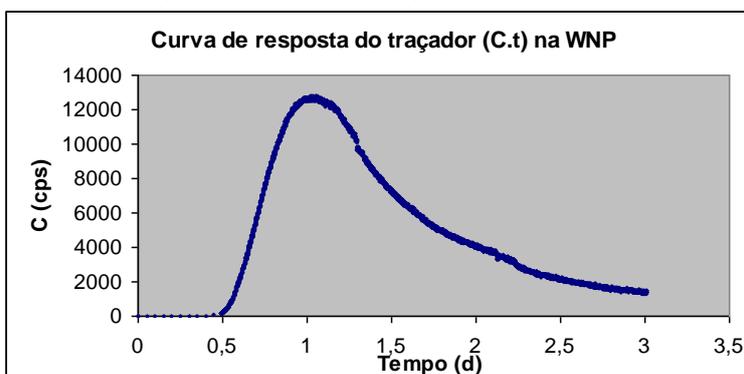


Tabela 3 - Parâmetros das características hidrodinâmicas obtidas por meio do teste com traçador para os *wetlands* construídos plantado e não plantado

Parâmetros hidrodinâmicos	Equação	WP	WNP
TDH teórico (V.porosidade/Q)	-	1,47	1,47
TDH médio (dias)	(1)	1,30	1,43
Número de dispersão – d (ARCEIVALA, 1981)	(3) e (4)	0,095	0,078
Número de dispersão – d (LEVENSPIEL, 2000)	(2)	0,084	0,079
Número de tanques em série – N (equação simplificada)	(5)	2,9	3,8
Número de tanques em série – N (função gama)	(7)	5	6
Número de tanques em série – N (rearranjo de Levenspiel)	(8)	6,5	6,9
Eficiência volumétrica – e_v (TDH médio / TDH teórico)	(6)	0,89	0,97

O TDH teórico (V.porosidade/Q) calculado para as condições do teste, ou seja, em função do volume útil (L=25m; B=3m; h=0,35m e e=0,4), da vazão média afluyente de 7,15m³/d, e sem considerar perdas de água (como de fato ocorreu

no período dos testes), foi de 1,47 dias. Esperava-se que, em função da colmatação e do escoamento superficial no início do leito das duas unidades, apresentado em maior magnitude no *wetland* construído plantado, o tempo de detenção

médio real fosse consideravelmente menor que o TDH teórico. No entanto, foram encontrados valores bem próximos do teórico e entre as duas unidades de *wetlands* construídos, com valores de 1,30 e 1,43 dias para a WP e WNP, respectivamente.

A constatação de ter havido pouca variação entre o TDH teórico e o TDH do teste com traçador do *wetland* construído plantado e controle é importante devido à tendência de estabilizar suas condições hidrodinâmicas após esse período de funcionamento de dois anos. Segundo Kadlec e Wallace (2008), a colmatação do leito em função do acúmulo de sólidos é contínua; entretanto, Tanner e Sukias (1998) apontam que as WHFSS sofrem alterações hidrodinâmicas mais sensíveis até os primeiros dois anos de operação em função da colmatação e do desenvolvimento do sistema radicular.

Verificou-se que o sistema plantado apresentou TDH médio real ligeiramente menor que o sistema controle. Esperava-se que essa diferença fosse mais acentuada pelo maior escoamento superficial no início do leito da WP, que compreendia, durante o teste, aproximadamente 25% do leito filtrante, enquanto que para a WNP era de apenas 8,5% do início do leito (Figura 3). Além disso, verificou-se baixa condutividade hidráulica localizada na WP em relação à WNP, com indícios de caminhos preferenciais no *wetland* construído vegetado, que pode ser em função da dinâmica de acumulação de sólidos diferente pela presença das raízes ou do sistema radicular propriamente dito (DE PAOLI; VON SPERLING, 2011). De qualquer forma, essa diferença foi de apenas 9% entre o TDH do teste da WP e WNP.

Grismer, Carr e Shepherd (2001), ao realizarem testes hidrodinâmicos com traçador em um *wetland* construído plantado com taboa e outra sem plantas como controle do experimento, encontraram diferença considerável no TDH resultante desse teste comparativo. O TDH teórico era de 9,7 dias, e foram encontrados no teste com traçador TDH de 8,66 dias para o WP e 11,13 dias para o WNP, ou seja, diferença de 10,7% a menos no TDH para o WP e de 16,5% a mais no TDH para o WNP. A porcentagem de diminuição entre os TDH teóricos e dos testes com traçador foram

próximas para as WP dessa citação e da pesquisa em discussão, em torno de 11% a menos de residência no sistema.

Figura 3 - Imagens do escoamento superficial indesejado no *wetland* construído plantado, recentemente podado, e no *wetland* construído não plantado.



Fonte: elaboração própria

Chazarenc, Merlin e Gonthier (2003) afirmam que quanto maior o TDH encontrado, maior a dispersão no escoamento do sistema e menor a adequação ao modelo de fluxo em pistão. Essa afirmação não foi comprovada nessa pesquisa, como pode ser observado no resultado dos dados dos parâmetros hidrodinâmicos apresentados.

As curvas do teste com traçador apresentadas e os parâmetros hidrodinâmicos obtidos demonstram uma maior aproximação do comportamento hidráulico dos dois *wetlands* construídos ao modelo de fluxo em pistão, como era de se esperar, devido à grande relação comprimento/largura de cada unidade ($L/B=8$). O sistema controle sem plantas se destacou nessa análise obtendo menor número de dispersão, maior número de tanques em série e melhor eficiência volumétrica do meio filtrante. No entanto, deve-se destacar que as diferenças com a unidade plantada foram muito baixas.

Os números de dispersão encontrados para os dois *wetlands* construídos foram próximos, 0,084 (LEVENSPIEL, 2000) e 0,095 (ARCEIVALA, 1981) para a WP e 0,079 (LEVENSPIEL, 2000) e 0,078 (ARCEIVALA, 1981) para a WNP. Segundo Metcalf e Eddy (2003), valores de d abaixo de 0,05 são considerados como de baixa dispersão, e valores de 0,05 a 0,25 são considerados de dispersão moderada. Portanto, as unidades avaliadas enquadram-se em reatores com dispersão moderada, ou seja, com moderado transporte longitudinal e transversal de materiais em velocidades diferentes e regime turbulento moderado. Mesmo que, visualmente, a WP tenha apresentado um escoamento superficial, portanto, um caminho preferencial com velocidade maior que a desenvolvida no meio poroso, esta não resultou em uma dispersão tão significativa do líquido.

Sandoval-Cobo e Peña (2007) encontraram valores do número de dispersão variando de 0,05 a 0,16 para diferentes sistemas de WEHSS. Cunha, Tavares e Van Haandel (2003) *apud* Rios *et al.* (2008) estudaram WEHSS recebendo efluente de UASB e encontraram valores para o número de dispersão da ordem de 0,15.

Essa tendência de um comportamento do escoamento mais aproximado ao pistonado no interior das unidades WNP e WP foi, também, comprovada pelos valores do número de tanques em série obtidos: 5 para o *wetland* construído plantado e 6 para o *wetland* construído não plantado (adotada metodologia proposta por Kadlec e Wallace, 2008), função gama, pela maior consistência dos cálculos, e de 6,5 e 6,9 (rearranjo de equações apresentadas em Levenspiel, 2000). São valores próximos aos de outros encontrados na literatura pesquisada. Sandoval-Cobo e Peña (2007) obtiveram valores de N que variaram de 4,3 a 15,8 tanques em série. Chazarenc, Merlin e Gonthier (2003), avaliando WHFSS em diferentes condições de operação, como ocorrência de precipitação, altos valores de evapotranspiração e diferentes espécies de macrófitas, obtiveram variação de 7 a 14 TES.

O objetivo proposto no projeto dos *wetlands* construídos, em função do desenho, era que eles mantivessem um escoamento que se

aproximasse ao fluxo em pistão. Os resultados indicaram que este objetivo foi parcialmente atingido, com baixa dispersão e número de TES considerável. A eficiência volumétrica do reator (*wetlands*) foi, também, alta, resultando em um melhor aproveitamento do volume útil de ambos os sistemas. Esse aproveitamento foi melhor para a unidade não plantada, com 97% de eficiência volumétrica, enquanto a unidade plantada apresentou 89% de aproveitamento do volume útil do reator.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diferença de condutividade hidráulica ao longo do leito do *wetland* construído plantado, apresentando caminhos preferenciais (com menor resistência do meio), foi verificada no teste com traçador, que apresentou TDH médio para a unidade plantada menor que na unidade não plantada (diferença média de 9% entre as unidades). Entretanto, esses valores não foram consideravelmente diferentes entre si, nem diferentes do TDH teórico, calculado em função do volume útil, porosidade e vazão afluente.

O padrão de escoamento de ambas as unidades indicou dispersão moderada, com maior proximidade ao fluxo em pistão. A unidade não plantada apresentou número de dispersão (d) ligeiramente menor e número de tanques em série um pouco maior do que a unidade plantada. Com isso, o *wetland* construído não plantado apresentou melhor eficiência volumétrica do leito do que a *unidade* plantada.

A aplicação conjunta de estudos hidrodinâmicos e modelos matemáticos para descrever a remoção de matéria orgânica em WEHSS permite obter parâmetros-chaves de dimensionamento destas unidades de acordo com as condições reais de operação.

Apesar de não ter sido testado especificamente o desenho dos *wetlands* construídos (principalmente a relação comprimento/largura), acredita-se que a configuração utilizada nesta pesquisa, com uma pequena área de entrada para receber toda a carga orgânica aplicada, tenha sido um fator preponderante na rápida colmatação e na

formação da lâmina de água aparente no início do leito, mas, por outro lado, provavelmente, resultou em uma menor dispersão do líquido dentro do reator.

Tratando-se de um sistema que sofre fortes influências das condições ambientais, o monitoramento por um período de tempo mais longo, associado a aspectos operacionais e de manejo do sistema, pode fornecer importantes subsídios sobre a questão da real contribuição do uso das macrófitas nos *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Contudo, a possibilidade de utilização das plantas (biomassa) e o aspecto estético (paisagístico) devem sempre ser levados em consideração.

É importante ressaltar que, ao se projetar um sistema de tratamento de esgotos, deve-se ter sempre em mente que a incerteza no dimensionamento não está apenas nos coeficientes do modelo, mas, também, em todos os outros dados de entrada, a começar pela população e pela vazão de projeto. Os dimensionamentos devem sempre considerar essa incerteza, de forma a não exagerar na sofisticação na obtenção de certos coeficientes, esquecendo-se de analisar a confiabilidade de outros dados, possivelmente de maior influência (VON SPERLING, 2002).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio das seguintes instituições: FAPEMIG, CNPq, CAPES, PROSAB/FINEP, FUNASA, CDTN e COPASA.

REFERÊNCIAS

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal*. Engineering and ecology in pollution control. New York: Marcel Dekker, 1981. 892 p.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol*, v. 29, p. 71-78, 1994.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow

constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 21, p. 165-173, 2003.

DE PAOLI, A.C.; VON SPERLING, M. Avaliação da colmatação em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial: comportamento dos sólidos e da condutividade hidráulica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1 pendrive.

GRISMER, M. E.; CARR, M. A.; SHEPHERD, H. L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. *Water Environmental Research*, v. 75, n. 5, p. 412- 421, 2003.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Florida: CRC Press, 1996. 893p.

_____; WALLACE, R. D. *Treatment wetlands*. 2. ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.

LEVENSPIEL, O. *Engenharia das reações químicas*. São Paulo: Edgard Blucher, 2000. 563p.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. ed. New York: Mc Graw Hill, 2003. 1848p.

MITCHELL, C.; McNEVIN, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Water Research*, v. 35, n. 5, p. 1295-1303, 2001.

RIOS, D. A.; VÉLEZ, A. F. T.; PEÑA, M. R.; PARRA, C. A. M. Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 274-280, 2008.

ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v. 38, p. 1484-1493, 2004.

SANDOVAL-COBO, J.J.; PEÑA, M.R. Análisis del desempeño de un humedal artificial de flujo sub-superficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. In: SEMINARIO MANEJO INTEGRAL DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS – CONFERENCIA LATINO AMERICANA (LATINOSAN), 2007, Cali. *Anais...* Cali, Colombia: LATINOSAN, 2007. 1 CD-ROM.

SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, v. 4, p. 321-336, 1995.

STEIN, O.R.; BIEDERMAN, J.A.; HOOK, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the k-C* first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. *Ecological Engineering*, v. 26, p. 100-112, 2006.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.; Accumulation of organic solids in gravel bed constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 32, n. 3, p. 229-239, 1995.

USEPA. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. United States Environmental Protection Agency, 2000. 154 p.

VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. 196p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v3)