

II-351 - COEFICIENTES DE REMOÇÃO DE PARÂMETROS QUÍMICOS EM WETLANDS CONSTRUÍDAS EM ESCALA PILOTO

Edgard Henrique Oliveira Dias⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental (UFV). Mestrando em Engenharia Civil (UFV).

Tiago de Brito Magalhães

Engenheiro Ambiental (UFV). Mestrando em Engenharia Civil (UFV).

Maria Lúcia Calijuri

Engenheira Civil (USP). Mestre em Geotecnia (USP). Doutora em Geotecnia (USP). Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil (UFV).

Rafael Kopschitz Xavier Bastos

Engenheiro Civil (UFJF). Especialização em Engenharia de Saúde Pública (ENSP/Fiocruz). PhD em Engenharia Sanitária (University of Leeds). Professor-Associado do Departamento de Engenharia Civil (UFV).

Endereço⁽¹⁾: Avenida Peter Henry Rolfs, s/n, Campus Universitário, Departamento de Engenharia Civil – 36.570-000 – Viçosa (MG), Brasil. Tel. (31) 3899-2352 – Fax: (31) 3899-2819 – e-mail: edgard.dias@ufv.br

RESUMO

Este trabalho apresenta estimativas de coeficientes de remoção de DBO_5 , N-NH_3 e P_{TOTAL} em *wetlands* construídas (WC) para o tratamento de esgotos sanitários em Viçosa-MG. Os cálculos foram realizados utilizando o modelo de Reed *et al.*, tendo como dados de entrada os resultados obtidos em estudo de 19 meses de monitoramento de WC em escala piloto, de fluxo superficial e subsuperficial, como unidades de pós-tratamento de efluente de reator UASB. Os coeficientes de remoção de DBO_5 foram inferiores aos sugeridos no modelo original, certamente devido ao fato de que as unidades piloto operaram como pós-tratamento de reator UASB. Os coeficientes de remoção de N-NH_3 e P_{TOTAL} foram bem superiores ao sugerido na literatura, com valores mais elevados nos períodos mais quentes e, no caso do nitrogênio amoniacal, nas unidades de fluxo superficial. Os resultados sugerem a necessidade de adequação do modelo original de Reed *et al.* para o dimensionamento de *wetlands* construídas em países de clima tropical.

PALAVRAS-CHAVE: Amônia, DBO_5 , fósforo, remoção, *wetlands* construídas.

INTRODUÇÃO

Processos anaeróbios são amplamente utilizados para o tratamento de esgotos sanitários devido à simplicidade e baixos custos operacionais (baixo consumo de energia e baixa produção de lodo). Reatores UASB são bastante eficientes na remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão, mas, em geral, o efluente demanda pós-tratamento para remoção adicional de DBO_5 e DQO, nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 2001), e nesse sentido as *wetlands* construídas (WC) aparecem como boa opção (Reed *et al.*, 1995).

A remoção de matéria orgânica, sedimentável, suspensa ou solúvel, é muito elevada nesses sistemas, e se dá por processos físicos, tais como sedimentação e filtração no meio suporte, raízes e rizomas, seguidos pela degradação por bactérias que se desenvolvem dispersas no meio líquido e, principalmente, aderidas ao biofilme formado (USEPA, 2000). Os mecanismos responsáveis pela remoção de nitrogênio em WC incluem: amonificação, nitrificação - desnitrificação, assimilação pelas plantas, sedimentação / ressuspensão de nitrogênio orgânico particulado, assimilação por microrganismos, sorção de amônia no substrato, e volatilização da amônia (KADLEC e WALLACE, 2009). Os mecanismos envolvidos remoção de fósforo incluem: sorção no substrato, armazenamento na biomassa vegetal e microbiológica, precipitação de compostos insolúveis. No entanto, todos esses processos são saturáveis, sendo que apenas a remoção pelas plantas pode ser controlada com relativa facilidade, por meio de cortes regulares, evitando que o fósforo, assim como o nitrogênio, seja reincorporado ao efluente (KADLEC e WALLACE, 2009).

Crítérios de dimensionamento de WC são, em geral, baseados nos modelos propostos por Reed *et al.* (1995) e por Kadlec e Knight (1996), os quais assumem cinética de primeira ordem e fluxo em pistão. A principal diferença entre os modelos de Reed *et al.* e Kadlec e Knight é a definição dos coeficientes de remoção. No caso do modelo de Reed *et al.*, os coeficientes têm como fundamento base volumétrica e são dependentes da

temperatura, exceto para o fósforo, que toma como referência a área superficial e independe da temperatura. No modelo de Kadlec e Knight, a referência é a área superficial e as variações de temperatura são consideradas relevantes apenas para a remoção de N. Uma das limitações do modelo de Kadlec e Knight é o fato de que à medida que a qualidade desejada do efluente se aproxima do valor considerado como concentração residual não removível, a demanda de área correspondente se eleva exponencialmente e, em geral, resulta em áreas maiores que aquelas obtidas pelo modelo de Reed *et al.* Além disso, o modelo de Kadlec e Knight é menos sensível às oscilações de desempenho devido às variações de temperatura (MERZ, 2000; UNEP, DANIDA, 2004).

O presente trabalho apresenta coeficientes de remoção de DBO_5 , nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e fósforo total (P_{TOTAL}) em WC de fluxo horizontal em escala piloto, calculados com base nos modelos de Reed *et al.* (1995) e em um banco de dados de 19 meses de monitoramento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos na Unidade Experimental de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Viçosa, Viçosa-MG. A estação de tratamento de esgotos é constituída por um reator UASB em escala real, pré-fabricado em aço ($Q_{\text{med}} = 115 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; volume = 48 m^3 ; altura = $5,70 \text{ m}$; TDH = 7 h), seguido de um sistema de WC de fluxo horizontal composto por quatro unidades piloto em paralelo, construídas em alvenaria e tendo como meio suporte mescla de brita # 0 e 1. As WC foram dimensionadas segundo o modelo de Reed *et al.* (1995), assumindo como critério de projeto um efluente com $20 \text{ mg N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. O experimento foi dividido em três fases operacionais, com variações do tipo de fluxo (superficial - FS e subsuperficial - FSS), da espécie de macrófita (*Typha* sp. e *Brachiaria humidicula*), da vazão de operação das WC e, por conseguinte, do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da taxa de aplicação hidráulica superficial (TAS) (Tabela 1).

Tabela 1: Características operacionais das wetlands construídas (WC) nas três fases operacionais, Unidade Experimental de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Viçosa, Viçosa (MG), 2006 a 2008

Fase operacional / Características físicas	Parâmetro	WC 1	WC 2	WC 3	WC 4
Características físicas	Vegetação	<i>Typha</i>	<i>Brachiaria</i>	<i>Brachiaria</i>	<i>Typha</i>
	Largura (m)	2	2	1,7	1,7
	Comprimento (m)	12	12	8,6	8,6
	Área superficial (m^2)	24	24	14,6	14,6
Fase 1 novembro 2006 a agosto 2007	Tipo de fluxo	FS	FS	FSS	FSS
	Q ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	1,5	1,5	1,5	1,5
	TDH (d)	4,5	4,5	2,9	2,9
	TAS ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,063	0,063	0,103	0,103
Fase 2 setembro 2007 a fevereiro 2008	Tipo de fluxo	FSS	FSS	FSS	FSS
	Q ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	1	1	1	1
	TDH (d)	5,3	5,3	3,2	3,2
	TAS ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,042	0,042	0,069	0,069
Fase 3 março 2008 a maio 2008	Tipo de fluxo	FSS	FSS	FSS	FSS
	Q ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	2,5	2,5	2,5	2,5
	TDH (d)	2,2	2,2	1,3	1,3
	TAS ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,104	0,104	0,171	0,171

Q: vazão; TDH: tempo de detenção hidráulica; TAS: taxa de aplicação superficial; FS: fluxo superficial; FSS: fluxo subsuperficial.

O sistema foi monitorado de novembro de 2006 a maio de 2008, por meio de amostragem dos efluentes em frequência semanal, de forma composta (das 8 às 18 h, a cada duas horas). As análises laboratoriais seguiram as disposições do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 1998).

Os coeficientes de remoção à temperatura de operação (K_T) e à 20°C (K_{20}) para DBO_5 , N-NH_3 e P_{TOTAL} foram calculados utilizando os modelos de Reed *et al.* (1995) (Equações 1 a 5) e as concentrações afluentes e efluentes das unidades WC.

$$C_e = C_o \cdot \exp(-K_T \cdot \text{TDH})$$

Equação (1)

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

Equação (2)

$$K_T = K_{\text{NH}} \cdot (1,048)^{(T-20)}$$

Equação (3)

$$K_{\text{NH}} = 0,01854 + 0,3922 \cdot (\text{rz})^{2,6077}$$

Equação (4)

$$C_e = C_o \cdot \exp(-K_P / \text{TAS})$$

Equação (5)

Onde: C_e = concentração efluente (mg.L^{-1}); C_o = concentração afluente (mg.L^{-1}); K_T = constante de remoção à temperatura T (d^{-1}); TDH = tempo de detenção hidráulica (d); K_{20} = constante de remoção a 20°C (d^{-1}); θ = coeficiente de temperatura (adimensional); T = temperatura (°C); K_{NH} = constante de nitrificação a 20°C (d^{-1}); rz = porcentagem de ocupação do leito pela zona radicular; K_P = constante de remoção de fósforo (cm.d^{-1}); TAS = taxa de aplicação hidráulica superficial ($\text{m}^3.\text{m}^2.\text{d}^{-1}$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 apresenta os valores médios e desvios-padrão das concentrações de DBO_5 , NTK, NH_3 e P_{TOTAL} referentes às três fases de monitoramento das WC.

Tabela 2: Concentrações de DBO_5 , nitrogênio e fósforo no esgoto bruto, efluente do reator UASB e nos efluentes das WC (média e desvio padrão) nas três fases operacionais, 2006 a 2008 ⁽¹⁾

Fase operacional	Parâmetro	EB ⁽²⁾	UASB ⁽³⁾	WC 1 ⁽⁴⁾	WC 2 ⁽⁴⁾	WC 3 ⁽⁴⁾	WC 4 ⁽⁴⁾
Fase 1	DBO_5	286 (116)	43 (25)	8 (4)	8 (7)	11 (5)	11 (6)
	N-NTK	55,0 (23)	51,3 (17,2)	23,0 (18,2)	23,4 (19,4)	31,3 (17,1)	31,1 (18,6)
	N- NH_3	33,0 (17)	44,1 (13,1)	19,0 (17,6)	20,4 (18,3)	28,4 (16,8)	27,8 (17,9)
	P-total	9,5 (5,7)	7,7 (2,7)	5,2 (3,8)	4,5 (3,5)	4,7 (3,1)	5,5 (3,2)
Fase 2	DBO_5	269 (173)	64 (20)	14 (8)	7 (4)	17 (8)	13 (6)
	N-NTK	50,0 (20)	57,5 (18,2)	25,1 (13,6)	18,8 (11,1)	45,1 (8,3)	37,7 (12,4)
	N- NH_3	46,0 (14)	46,4 (14,5)	15,8 (8,9)	9,9 (8,2)	35,7 (13,3)	30,9 (10,2)
	P-total	9,6 (1,6)	9,6 (1,7)	6,0 (2,0)	3,7 (2,3)	7,2 (2,4)	6,5 (2,1)
Fase 3	DBO_5	350 (62)	71 (8)	11 (4)	11 (3)	14 (4)	15 (5)
	N-NTK	70,0 (30)	51,1 (3,1)	30,5 (6,5)	18,3 (16,3)	29,6 (6,2)	34,9 (9,0)
	N- NH_3	38,0 (23)	34,7 (1,6)	22,2 (7,0)	6,8 (12,7)	23,6 (5,1)	25,3 (8,3)
	P-total	8,6 (1,8)	7,2 (1,0)	4,8 (2,2)	1,5 (0,8)	4,9 (0,3)	4,0 (0,9)

(1) Valores entre parêntesis: desvio-padrão, (2) EB: esgoto bruto; (3) UASB: efluente do reator UASB; (4) WCi: efluentes das *wetlands* construídas

No período considerado, o reator UASB apresentou elevada remoção de DBO_5 além de estabilidade na remoção de matéria orgânica, ou seja, capacidade de amortecer as variações de concentração afluente. A remoção de nitrogênio e fósforo no reator UASB, como era de se esperar, foi praticamente inexistente; além disso, o reator UASB promoveu a conversão de parte do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. As WC promoveram elevada remoção complementar de matéria orgânica nas três fases operacionais, sendo que o efluente final raramente apresentou valores superiores a $15 \text{ mg } \text{DBO}_5.\text{L}^{-1}$. Por outro lado, todas as unidades apresentaram comportamento inconstante de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo ao longo das três fases operacionais, variando entre 20 a 80% para ambos os parâmetros. Após início promissor, o sistema se mostrou instável (CALIJURI *et al.*, 2009), refletindo comportamento inconstante já reportado na literatura (BRASIL, 2005; NYAKANG'O e van BRUGGEN, 1999; VYMAZAL, 1996). Foi também constatada queda de desempenho ao longo do período de operação, aparentemente influenciada pela temperatura (CALIJURI *et al.*, 2009), tendência esta também citada em outros trabalhos, como, por exemplo, Vymazal (1996) e Sousa *et al.* (2004).

Para o cálculo das constantes de remoção de DBO₅ e N-NH₃ (d⁻¹) pelo modelo de Reed *et al.* os dados foram organizados em dois períodos distintos: quente (outubro a março) e frio (abril a setembro) (Tabela 3).

Tabela 3: Temperaturas médias e coeficientes de remoção de DBO₅ e de nitrogênio amoniacal (d⁻¹) nas unidades de fluxo superficial (FS) e de fluxo subsuperficial (FSS) no período total do experimento e nos períodos quente e frio, 2006-2008⁽¹⁾.

Parâmetro	Período	T (°C)	K _T calculado		K ₂₀ calculado		K ₂₀ sugerido ⁽²⁾	
			FS	FSS	FS	FSS	FS	FSS
DBO ₅	Total	22,6	0,33 (26)	0,56 (64)	0,028 (26)	0,45 (64)	0,678 ⁽²⁾	1,104 ⁽²⁾
	Quente	25,2	0,37 (14)	0,55 (47)	0,27 (14)	0,41 (47)		
	Frio	20,5	0,30 (12)	0,59 (17)	0,29 (12)	0,57 (17)		
N-NH ₃	Total	22,6	0,31 (48)	0,34 (85)	0,27 (48)	0,29 (85)	0,2187 ⁽²⁾	0,1221 ⁽³⁾
	Quente	25,2	0,69 (14)	0,41 (49)	0,54 (14)	0,32 (49)		
	Frio	20,5	0,16 (34)	0,25 (36)	0,15 (34)	0,24 (36)		

(1) Os valores entre parênteses representam o número de dados (N); (2) Coeficientes de remoção sugeridos em literatura para o dimensionamento de WC com o modelo de Reed *et al.* (1995); (3) em unidades com FSS o coeficiente de remoção é função da constante de nitrificação K_{NH}, que varia de acordo com a ocupação do leito pela zona radicular (rz); para o cálculo considerou-se rz = 0,60 (60%).

Os valores médios dos coeficientes de remoção de DBO₅ na temperatura de operação foram cerca de 70% maiores nas WC de fluxo subsuperficial (FSS) do que nas de fluxo superficial (FS). Tal fato poderia ser creditado à percolação de toda a massa líquida pelo leito submerso das unidades de FSS, enquanto as unidades de FS apresentam lâmina d'água livre acima do meio suporte. As constantes de remoção nas unidades WC FSS apresentaram maior variação quando comparadas às unidades WC FS, seja analisando o banco de dados como um todo ou separado em períodos quente e frio (Figura 1).

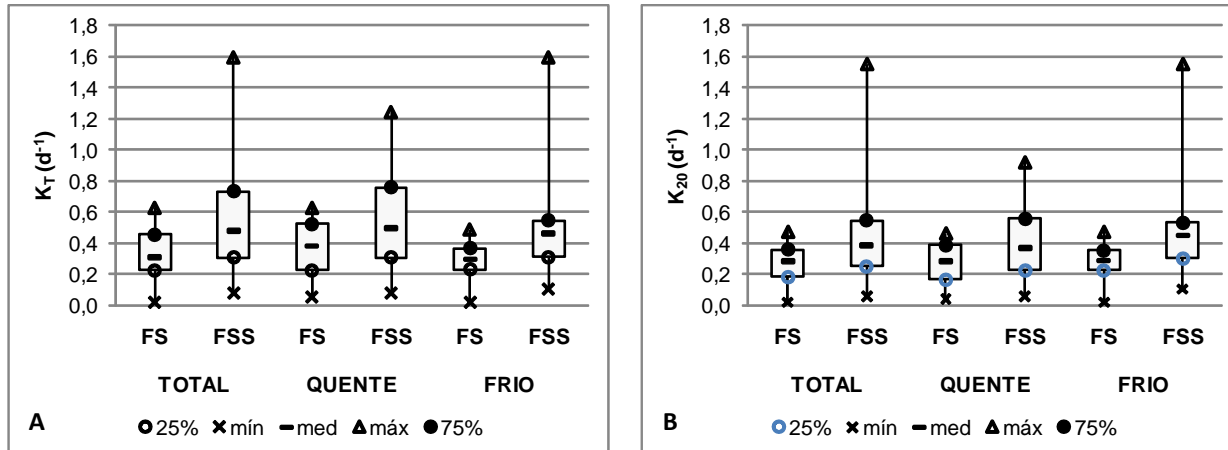


Figura 1: Estatística descritiva dos valores dos coeficientes de remoção de DBO calculados à temperatura de operação (K_T) (A) e à 20°C (K_{20}) (B)

De maneira geral, os valores calculados de K_{DBO} foram menores do que o sugerido na literatura. Porém, cabe ressaltar que o sistema piloto funcionou como pós-tratamento de efluente de um reator UASB, portanto a matéria orgânica remanescente e afluente às WC é de mais difícil degradação. Além disso, os cálculos dos coeficientes foram realizados utilizando concentrações efluentes de DBO total, e não de DBO solúvel. Apenas no caso das WC FS os coeficientes de remoção de DBO (K_T) se mostraram mais elevados no período mais quente.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, analisando os coeficientes médios calculados com base em todo banco de dados experimental, observa-se que o valor de K_{20} para as unidades de FS foi cerca de 25% maior do que o sugerido por Reed *et al.*, e nas unidades de FSS aproximadamente duas vezes e meia maior. Os valores de K_{NH3} para unidades de FS e FSS se mostraram bastante semelhantes, exceto quando o período quente é analisado em separado, sendo que nesse caso o coeficiente mais elevado nas WC FS poderia ser atribuído à volatilização de

amônia mais intensa na lâmina de água acima do leito. Assim como observado na remoção de matéria orgânica, os coeficientes de remoção de nitrogênio amoniacal das unidades de fluxo subsuperficial (FSS) apresentaram maior variação do que nas unidades de fluxo superficial (FS). Entretanto, na remoção de N-NH_3 uma maior variação entre os valores encontrados de K_T e K_{20} foi observada em relação à remoção de DBO (Figura 2).

Como esperado, maiores valores de K_{NH_3} foram observados no período de temperaturas mais altas. Tanto a atividade microbiana quanto o desenvolvimento das macrófitas são mais intensos em temperaturas mais elevadas, contribuindo, portanto, para maior remoção de nutrientes. Os valores de K_{20} sugeridos em literatura para o dimensionamento de WC revelaram-se, em geral, conservadores e próximos dos valores reais registrados apenas nos períodos mais frios.

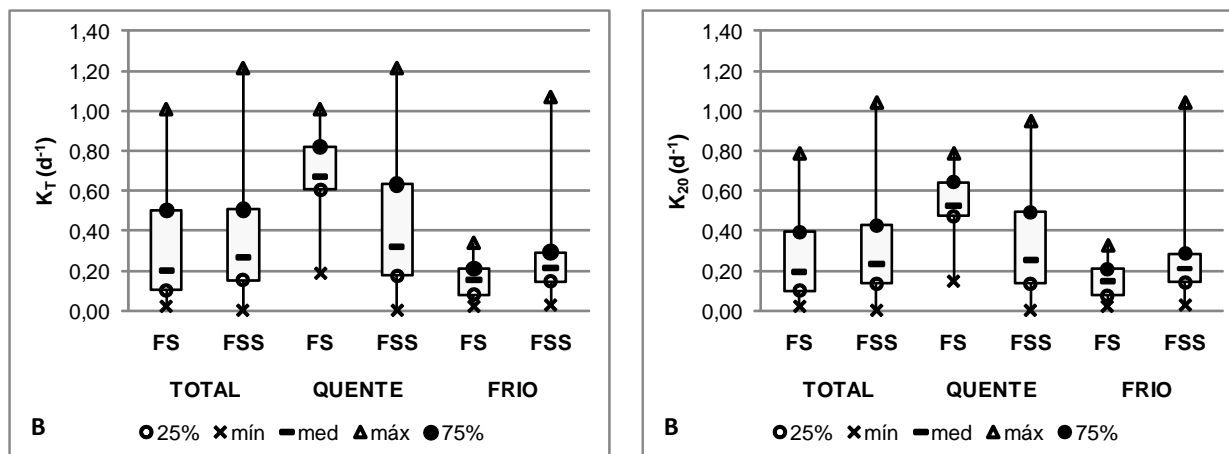


Figura 2: Estatística descritiva dos valores dos coeficientes de remoção de N-NH_3 calculados à temperatura de operação (K_T) (A) e à 20°C (K_{20}) (B).

A partir de todo banco de dados ($N = 137$) calculou-se o valor médio de K_p , encontrando-se $6,60 \text{ cm.d}^{-1}$, valor este aproximadamente duas vezes e meia maior do que o sugerido por Reed *et al.* ($2,73 \text{ cm.d}^{-1}$, tanto para unidades FS quanto para unidades FSS). Embora o modelo original não considere a influência da temperatura, o coeficiente K_p foi calculado para os períodos quente e frio separadamente: $8,19 \text{ cm.d}^{-1}$ ($N = 86$) e $3,93 \text{ cm.d}^{-1}$ ($N = 51$) respectivamente (Figura 3.A). Assim como para o nitrogênio, pode-se especular que o valor do coeficiente mais alto durante o período mais quente (outubro a março) esteja relacionado à maior atividade microbiana do biofilme aderido no meio suporte nesse período, bem como à atividade mais acentuada das macrófitas.

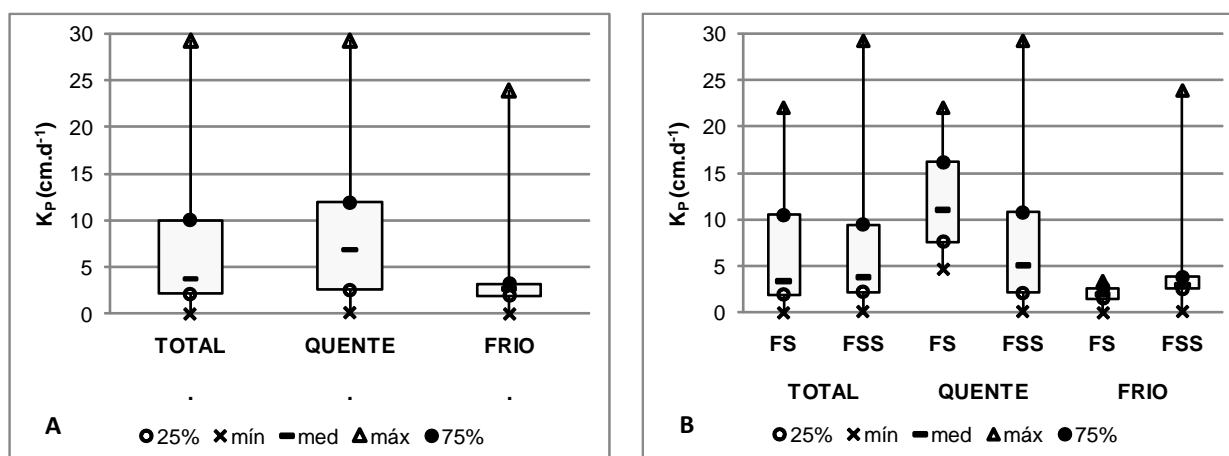


Figura 3: Estatística descritiva dos valores dos coeficientes de remoção de P_{TOTAL} calculados com e sem diferenciação de fluxo de escoamento (3.A e 3.B, respectivamente).

Mesmo que o modelo de Reed *et al.* não considere a influência do tipo de fluxo, o cálculo dos coeficientes de remoção e fósforo também foram calculados considerando os fluxos superficial e subsuperficial, tendo sido encontrado um padrão semelhante ao verificado para os demais parâmetros analisados, ou seja, maior variação entre os valores de K_p nas unidades de FSS (Figura 3.B)

CONCLUSÕES

Os resultados trazem informações específicas de remoção de DBO_5 em *wetlands* construídas como unidade de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Sendo assim, naturalmente, os coeficientes de remoção de DBO obtidos foram inferiores aos sugeridos no modelo original de Reed *et al.* Os coeficientes obtidos para a remoção de $N-NH_3$ foram muito superiores no período quente, revelando grande influência da temperatura na remoção desse parâmetro. Além disso, os coeficientes de remoção de amônia foram maiores em unidades WC de fluxo superficial, o que pode ser creditado à volatilização de amônia livre na lâmina d'água acima do leito. O coeficiente de remoção de P_{TOTAL} calculado com todo banco de dados mostrou-se duas vezes e meia maior que o coeficiente sugerido no modelo de Reed *et al.*, e mesmo o modelo original não considere influência da temperatura na remoção de fósforo, o coeficiente de remoção no período quente foi maior que no período frio. Os valores de coeficiente de remoção de amônia e de fósforo sugeridos na literatura para o modelo de Reed *et al.* revelaram-se, em geral, conservadores, o que sugere a necessidade de adequação desse modelo para o dimensionamento de *wetlands* construídas em países de clima tropical.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento do projeto, concessão de bolsas de Iniciação Científica e auxílio financeiro para a participação no evento, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsas de Iniciação Científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WEF - American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed., Washington DC, APHA, AWWA, WEF, 1998.
2. BRASIL, M. S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2005.
3. CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.14 n.3 pp. 421-430, 2009.
4. CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) *Pós-tratamento de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. 544 p. (Projeto PROSAB).
5. KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893p.
6. KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC Press. 2009. 1016p.
7. MERZ, S. K. *Guidelines for using free water surface constructed wetlands to treat municipal sewage*. Brisbane: Department of Natural Resources, Government of Queensland, 2000, 136p.
8. NYAKANG'O, J. B.; van BRUGGEN, J. J. A. Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, pp.249-247, 1999.
9. REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for waste management and treatment*, 2nd ed., McGraw-Hill, 1995. 434 p.
10. SOUSA, J. T.; Van HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n.4, p.285-290, 2004.
11. UNEP / IETC – United Nations Environmental Program / International Environmental Technology Center, DANIDA – Danish International Development Agency. *Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual*. Osaja, Shiga: UNEP, IETC, 2005.

12. USEPA – United States Environmental Protection Agency. *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. Cincinnati, Ohio: Office of Research and Development. EPA/625/R-99/010. 2000. 166p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/watersheds/cwetlands.html>>. Acesso em: 21 de julho de 2010.
13. VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic the first 5 years experience. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 11, pp.159-164, 1996.