



Acta Scientiarum. Technology

ISSN: 1806-2563

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá

Brasil

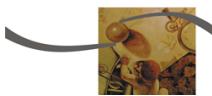
Resende Luiz Fia, Fátima; Teixeira de Matos, Antonio; Fia, Ronaldo; Carraro Borges, Alisson;
Leocádio Teixeira, Denis

Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados
construídos em escala laboratorial

Acta Scientiarum. Technology, vol. 34, núm. 2, abril-junio, 2012, pp. 149-156
Universidade Estadual de Maringá
Maringá, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303226535004>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc



Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratorial

Fátima Resende Luiz Fia^{1*}, Antonio Teixeira de Matos², Ronaldo Fia¹, Alisson Carraro Borges² e Denis Leocádio Teixeira²

¹Departamento de Engenharia, Universidade Federal de Lavras, Cx. Postal 3037, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil. ²Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. *Autor para correspondência. E-mail: fatimarlf@deg.ufv.br

RESUMO. Neste estudo teve-se por objetivo avaliar o desempenho de sistemas alagados construídos (SACs) em escala laboratorial no tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS), sob duas taxas de carregamento orgânico (TCO_A), e obter parâmetros cinéticos para dimensionamento de SACs. Os SACs foram constituídos por dois tanques de $0,40 \times 0,10 \times 0,15$ m, em vidro e preenchidos com uma camada de $0,13$ m de brita zero, os quais foram instalados dentro de uma estufa tipo BOD, para manutenção da temperatura em 20°C . Os SACs não foram cultivados e foram submetidos, durante 51 dias, a TCO_A médias de 246 (SAC_1) e 328 $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de DBO (SAC_2). No que se refere à remoção de matéria orgânica, na forma de SST, DBO e DQO, não foi verificada diferença estatística ($p > 0,05$) entre os SACs, sendo que as eficiências médias de remoção para as referidas variáveis, no SAC_1 e SAC_2 , foram de 68 e 76%, 66 e 73% e 55 e 58%, respectivamente. Os modelos propostos por Brasil et al. (2007) e Kadlec e Wallace (2008) tiveram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção da matéria orgânica (DBO e DQO) nos sistemas avaliados, apresentando, geralmente, R^2 superior a 99%.

Palavras-chave: cinética, modelagem, água residuária da suinocultura, sistema de tratamento.

Organic matter removal and assessment of kinetic parameters in laboratory-scale constructed wetland systems

ABSTRACT. The objective of this study was to evaluate the performance of constructed wetland systems (SACs) for treatment of swine wastewater (ARS) under different organic loads (TCOA), and obtain kinetic parameters for sizing of the SACs. The SACs consisted of two tanks measuring $0.40 \times 0.10 \times 0.15$ m, constructed of glass and filled with a 0.13 m layer of pea gravel; these were installed within a BOD incubator to maintain a 20°C temperature. The SACs were not cultivated and were submitted to average TCOA concentrations of 246 (SAC_1) and 328 $\text{kg ha}^{-1} \text{day}^{-1}$ of BOD (SAC_2) for 51 days. With regard to the removal of organic matter, in the form of TSS, BOD and COD, no statistical difference was verified ($p > 0.05$) between the SACs, being that the average removal efficiencies for the referred variables in SAC_1 and SAC_2 were 68 and 76%, 66 and 73%, and 55 and 58%, respectively. The models proposed by Brasil et al. (2007) and Kadlec and Wallace (2008) presented good fit and adequately described the kinetics of organic matter removal (BOD and COD) from the evaluated systems, generally presenting R^2 greater than 99%.

Keywords: kinetic, modeling, swine wastewater, treatment system.

Introdução

Efluentes de criatórios de animais contêm elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes e podem ocasionar poluição do solo e água em áreas rurais, quando dispostos sem tratamento no ambiente. Dentre os sistemas convencionalmente utilizados no tratamento dos efluentes da suinocultura estão incluídos os reatores anaeróbios, as lagoas de estabilização (VIVIAN et al., 2010) e a aplicação no solo como fonte de nutrientes (FREITAS et al., 2004; QUEIROZ et al., 2004).

Embora os efluentes animais sejam aplicados em áreas cultivadas, esta forma de destinação final torna-

se inadequada caso a capacidade do sistema solo-planta seja ultrapassada, com a aplicação de nutrientes em excesso, uma vez que isso pode trazer impactos às águas superficiais e subterrâneas.

Em países da Europa, como Holanda e Bélgica, os dejetos são transportados centenas de quilômetros até regiões agrícolas não-produtoras de suínos para serem dispostos, pois nas regiões produtoras há constatação de contaminação das águas subterrâneas por nitratos e fosfatos, originados da disposição constante e prolongados de dejetos nos solos agrícolas (MEERS et al., 2008).

Desta forma, a suinocultura tecnificada tem demandado pesquisas com vistas ao desenvolvimento de tecnologias adequadas e de baixo custo para o tratamento ou disposição final das águas residuárias (QUEIROZ et al., 2004). Entre estas novas tecnologias surgem os sistemas alagados construídos ou *constructed wetlands*. Pesquisas têm indicado a aplicabilidade de sistemas alagados construídos (SACs) no tratamento dos efluentes da suinocultura (FIA, 2009; FREITAS, 2006; GONZÁLEZ et al., 2009; LEE et al., 2004; STONE et al., 2004), todavia, devem ser realizados estudos detalhados para se obter uma indicação segura de parâmetros de projeto para o dimensionamento desses sistemas.

O conhecimento da cinética de degradação da matéria orgânica é importante para a concepção e operação de SACs, bem como para a previsão da qualidade do efluente final. No entanto, pela complexidade dos sistemas alagados construídos, já que grande número de processos físicos, químicos e biológicos ocorre, simultaneamente, em seu interior, estes sistemas têm sido considerados “caixas pretas”. Maior parte dos guias disponíveis para dimensionamento dos SACs estão baseados em empirismo, utilizando-se taxas de aplicação de carga orgânica superficial (LANGERGRABER et al., 2009) ou equações de decaimento como a de primeira ordem (KADLEC; WALLACE, 2008; ROUSSEAU et al., 2004), porém utilizando coeficientes de degradação baseados em efluentes domésticos.

Desta forma, com a realização deste estudo, teve-se por objetivo geral avaliar o desempenho de SACs quando submetidos à aplicação de diferentes cargas orgânicas, além da obtenção de parâmetros cinéticos para o dimensionamento desses sistemas no tratamento da ARS.

Material e métodos

Montagem do experimento

Dois sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), em escala laboratorial, foram constituídos por caixas de vidro, nas dimensões de 0,15 m de altura x 0,10 m de largura x 0,40 m de comprimento com declividade de 0,01 mm (Figura 1). O leito dos SACs foi preenchido com brita zero (diâmetro D₆₀ = 7,0 mm, coeficiente de uniformidade - CU D₆₀/D₁₀ = 1,6 e volume de vazios inicial de 0,494 m³ m⁻³) até a altura de 0,13 m, deixando-se uma borda livre de 0,02 m. O nível d'água foi mantido a 0,03 m abaixo da superfície do material suporte. No sentido

longitudinal de cada SACs foram implantados dois tubos de PVC de 0,0125 m de diâmetro, perfurados e espaçados de 0,133 m, para possibilitar a amostragem da ARS ao longo do sistema.

Os SACs foram instalados dentro de uma estufa tipo BOD, para manutenção da temperatura de 20°C, e abastecidos com ARS utilizando-se frascos de Mariotte. Não foram cultivadas espécies vegetais nos SACs.



Figura 1. Sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), em escala laboratorial, utilizados no tratamento da água residuária da suinocultura.

Água residuária da suinocultura (ARS)

A ARS utilizada no experimento foi proveniente do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFV. As águas da lavagem das baías eram conduzidas para um tanque de alvenaria onde ocorria tratamento anaeróbio parcial. Antes de ser colocada nos frascos de Mariotte para ser aplicada nos SACs, a ARS passava por uma peneira com abertura de 0,001 m para remoção de sólidos.

Condução do experimento

Antes de ser inserido nos SACs, o meio suporte foi deixado por 20 dias em lodo proveniente do tanque anaeróbio que recebe os efluentes da suinocultura, para formação de biofilme na superfície da brita.

Após a implantação do sistema, iniciou-se a aplicação da ARS aos SACs. A aplicação da carga orgânica foi feita de forma diferenciada entre os SACs, o que foi efetivado por meio da variação na vazão afluente aplicada. Com a variação nas características apresentadas pela ARS, obtiveram-se os valores das características operacionais apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Características operacionais dos dois SACs.

Variáveis	SAC ₁	SAC ₂
Q	0,0015±0,0004	0,0022±0,0007
TDH	1,463±0,637	1,052±0,607
TCO _{A-DBO}	246±118	328±196
TCO _{A-DQO}	458±167	665±278

Q – vazão afluente ($m^3 dia^{-1}$), TDH - tempo de detenção hidráulica (dia), TCO_{A-DBO} – Taxa de carga orgânica tomada com base na área superficial ($kg ha^{-1} dia^{-1}$ de DBO), TCO_{A-DQO} – Taxa de carga orgânica tomada com base na área superficial ($kg ha^{-1} dia^{-1}$ de DQO).

Para obtenção das variáveis operacionais dos SACs considerou-se o volume útil dos mesmos, obtido pelo produto do volume total de cada SAC pela porosidade do material suporte.

Monitoramento dos SACs

Os SACs foram monitorados durante 51 dias, entre os meses de julho e setembro de 2009. O monitoramento dos SACs foi feito por amostras dos afluentes e efluentes, quantificando-se as variáveis: potencial hidrogeniônico (pH); demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pelo método iodométrico; demanda química de oxigênio (DQO), pelo método do refluxo fechado; e sólidos suspensos totais (SST), pelo método gravimétrico (APHA et al., 2005).

Tabela 2. Modelos de remoção de matéria orgânica avaliados neste trabalho.

Modelos	Equações	Parâmetros
1 ^a Ordem	$C_e = C_a \cdot e^{(-k \cdot TDH)}$	C_e = concentração efluente, $M L^{-3}$; C_a = concentração afluente, $M L^{-3}$;
Brasil et al. (2007)	$C_e = C_a \cdot e^{(-k_B \cdot TDH^a)}$	TDH = tempo de detenção hidráulica, T ;
Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	$C_e = C_a \cdot C^* \cdot e^{-k_{LC} \cdot \left(\frac{A}{Q}\right)}$	k_B = constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Brasil et al. (2007), T^{-1} ; k_{LC} = constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Laber et al. (1999) e Cooper (1999), $L T^{-1}$;
Kadlec e Wallace (2008)	$C_e = C_r + (C_a - C_r) \cdot e^{(-k_{KW} \cdot TDH)}$	k_{KW} = constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Kadlec e Wallace (2008), T^{-1} ; C_r = concentração residual, $M L^{-3}$; C^* = coeficiente que representa a fração residual do poluente (adimensional); A = área superficial do SAC, L^2 ; Q = vazão afluente, $L^3 T^{-1}$; n = constante da equação.

Tabela 3. Valores médios e desvio-padrão das concentrações, afluentes e efluentes dos SACs, bem como as eficiências médias (%) de remoção de sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtidos durante a condução do experimento.

SACs	SST		DQO		DBO	
	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)
AF _{SAC1}	481±322	-	1.227±316	-	657±256	-
EF _{SAC1}	76±32	76±19	503±117	58±07	161±54	73±13
AF _{SAC2}	344±133	-	1.205±369	-	590±288	-
EF _{SAC2}	100±26	68±12	505±103	55±14	164±60	66±23

AF – afluente; EF – efluente; Rem. – Porcentagem de remoção das variáveis tendo como base o balanço de massa realizado. As eficiências médias de remoção das variáveis avaliadas não diferiram entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com seis repetições (repetições no tempo). Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade utilizando o programa estatístico SAEG®.

Além da eficiência dos sistemas quanto à remoção de matéria orgânica foram obtidos os coeficientes de degradação da matéria orgânica (k) para as respectivas cargas aplicadas, por meio do ajuste de modelos de predição, representados pelas equações descritas na Tabela 2, aos perfis médios de concentração de DBO e DQO, obtidos em seis amostragens realizadas ao longo do período experimental, sendo as amostras coletadas em quatro pontos dos SACs correspondendo à entrada, ao longo do comprimento (2 pontos) e saída. Os ajustes foram feitos utilizando-se o aplicativo Statistica®.

Resultados e discussão

Desempenho dos SACs quanto à remoção de matéria orgânica

Na Tabela 3 estão apresentadas as concentrações médias e o desvio-padrão de SST, DQO e DBO afluente e efluente dos SACs, bem como as eficiências de remoção da matéria orgânica, quantificada como SST, DQO e DBO.

Apesar da concentração de SST afluente aos SACs ter tido maior variação, as concentrações efluentes não acompanharam esta instabilidade da concentração afluente, indicando que o sistema foi pouco sensível às variações de carga e que apresentou boa capacidade em amortecê-las, semelhante ao observado por Lee et al. (2004) e por Freitas (2006).

Apesar de não haver diferença estatística entre as médias de eficiência de remoção, houve maior remoção de SST no SAC₁, quando comparado ao SAC₂, provavelmente pelas menores cargas orgânicas aplicadas no primeiro (KADLEC; WALLACE, 2008) e ao reduzido tempo de operação. Em trabalho conduzido por Lee et al. (2004), foi verificado que 100% da remoção de SST ocorreram por mecanismos físicos, não havendo contribuição das plantas ou de mecanismos microbiológicos. Freitas (2006) obteve 95% de remoção de SST em SACs não-cultivados. A ARS utilizada por esse autor apresentou média de 1.218 mg L⁻¹ de SST, no entanto, o TDH de, aproximadamente, 4,8 dias foi superior aos aplicados neste trabalho.

González et al. (2009) obtiveram de 64 a 76% de remoção de SST de águas residuárias da suinocultura pré-tratadas em lagoas de estabilização com cerca de 900 mg L⁻¹ de SST. Os SACs receberam 950 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DQO, não foram cultivados e apresentarem TDH de três dias. Fia (2009) obteve, em efluentes da suinocultura pré-tratados em tanque anaeróbio, remoção de 90% de SST em SAC não-cultivado, com TDH de 12 dias e carga orgânica de 164 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. Estes valores foram semelhantes aos obtidos nos SACs cultivados com taboa e capim tifton que receberam cargas orgânicas também semelhantes.

Foram obtidas eficiências de remoção de DQO e DBO inferiores aos 89 e 86%, respectivamente, obtidos por Freitas (2006) no tratamento de ARS em SACs não-cultivados que receberam carga orgânica média de 155 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. No entanto, o TDH utilizado por Freitas (2006) foi de 4,8 dias. Semelhantemente ao que foi observado neste trabalho, na remoção de SST, as eficiências médias de remoção de DQO e DBO foram próximas às

obtidas por González et al. (2009). Esses autores obtiveram entre 52 e 67% e 57 e 59% na remoção de DQO e DBO, respectivamente, em SACs não-cultivados.

Lee et al. (2004) aplicaram cargas orgânicas que variaram de 119 a 747 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO, em SACs cultivados com aguapé, obtendo 77 e 86% de remoção de DQO e DBO, quando aplicaram a máxima carga, sendo estes valores superiores aos obtidos neste trabalho. Fia (2009) em SAC não-vegetado obteve 82 e 88% de remoção de DQO e DBO, respectivamente.

As remoções de matéria orgânica observadas neste trabalho foram geralmente menores que aquelas reportadas por Lee et al. (2004), Freitas (2006) e Fia (2009) e semelhantes às obtidas por González et al. (2009), o que pode estar relacionado à variação nas características dos efluentes da suinocultura, nas cargas orgânicas aplicadas, nos TDH utilizados, nas características dos SACs monitorados, além da variação climática, tendo em vista que neste trabalho a temperatura foi mantida em 20°C, inferior, em média, às temperaturas nas quais foram conduzidos os trabalhos de Lee et al. (2004), González et al. (2009) e Fia (2009).

Modelos de remoção de matéria orgânica em SACs utilizados no tratamento da ARS

Nas Tabelas 4 e 5 estão apresentados os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED et al., 1995) e as propostas por Brasil et al. (2007), Laber et al. (1999) e Cooper (1999) e Kadlec e Wallace (2008) obtidos com os perfis médios de degradação de DBO e DQO. Na Figura 2 encontram-se apresentadas as curvas de decaimento de DBO e DQO ao longo do comprimento dos SACs, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados.

Tabela 4. Parâmetros médios estimados (C_a , C^* , C_r , n , k , k_b , k_{LC} e k_{KW}) para os perfis de concentração de DBO utilizando as equações de primeira ordem (REED et al., 1995) e as propostas por Brasil et al. (2007); Laber et al. (1999) e Cooper (1999) e Kadlec e Wallace (2008), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico.

SACs	Equações	C_a	C^* ou C_r	n	k , k_b , k_{LC} ou k_{KW}	R^2 (%)
SAC ₁	Primeira ordem	635	-	-	1,2459	94,32
	Brasil et al. (2007)	657	-	0,4396	1,2021	99,91
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	643	0,9888	-	0,1679	94,32
	Kadlec e Wallace (2008)	657	156	-	2,8456	99,99
SAC ₂	Primeira ordem	558	-	-	1,9393	88,06
	Brasil et al. (2007)	590	-	0,2371	1,2735	99,85
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	542	1,0313	-	0,2428	88,06
	Kadlec e Wallace (2008)	589	178	-	7,1655	99,52

Ca: concentração afluente (M L⁻³); C*: coeficiente que representa a fração residual do poluente (adimensional); Cr: concentração residual (M L⁻³); n: constante da equação; k: constante de reação de primeira ordem (T⁻¹); k_b: constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Brasil et al. (2007) (T⁻¹); k_{LC}: constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Laber et al. (1999) e Cooper (1999) (L T⁻¹); k_{KW}: constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Kadlec e Wallace (2008) (T⁻¹).

Tabela 5. Parâmetros médios estimados (C_a , C^* , C_r , n , k , k_B , k_{LC} e k_{KW}) para os perfis de concentração de DQO utilizando as equações de primeira ordem (REED et al., 1995) e as propostas por Brasil et al. (2007); Laber et al. (1999) e Cooper (1999) e Kadlec e Wallace (2008), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico.

SACs	Equações	C_a	C^* ou C_r	n	k , k_B , k_{LC} ou k_{KW}	R^2 (%)
SAC ₁	Primeira ordem	1.128	-	-	0,7853	77,71
	Brasil et al. (2007)	1.227	-	0,0700	0,8731	99,98
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	1.231	0,9159	-	0,1059	77,71
	Kadlec e Wallace (2008)	1.227	503	-	6,0631	99,99
SAC ₂	Primeira ordem	1.105	-	-	1,2793	76,46
	Brasil et al. (2007)	1.205	-	0,0538	0,8694	99,99
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	1.190	0,9283	-	0,1602	76,46
	Kadlec e Wallace (2008)	1.205	513	-	12,028	99,96

Ca: concentração afluentes ($M\ L^{-3}$); C^* : coeficiente que representa a fração residual do poluente (adimensional); C_r : concentração residual ($M\ L^{-3}$); n : constante da equação; k : constante de reação de primeira ordem (T^{-1}); k_B : constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Brasil et al. (2007) (T^{-1}); k_{LC} : constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Laber et al. (1999) e Cooper (1999) ($L\ T^{-1}$); k_{KW} : constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Kadlec e Wallace (2008) (T^{-1}).

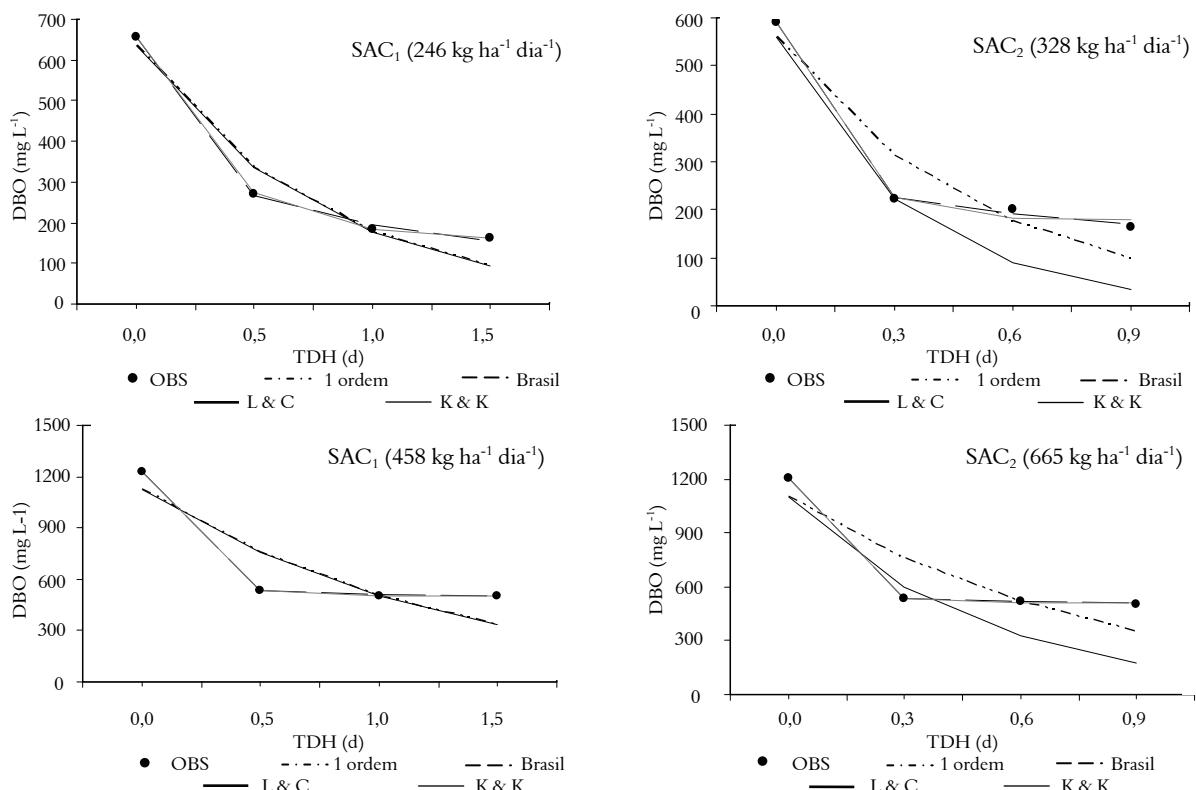


Figura 2. Curvas de decaimento de DBO e DQO ao longo dos SACs, obtidas com as equações de primeira ordem (REED et al., 1995) e as propostas por Brasil et al. (2007); Laber et al. (1999) e Cooper (1999) e Kadlec e Wallace (2008), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico.

Os valores das constantes de reação (k , k_B , k_{LC} e k_{KW}) obtidos na literatura variam amplamente em função dos sistemas de tratamento, de suas configurações, dos modelos ajustados e de características das águas residuárias tratadas (BRASIL et al., 2007; FIA, 2009; KADLEC; WALLACE, 2008; REED et al., 1995; CHAGAS et al., 2011). O SAC₁ que recebeu menor TCO_A e consequentemente proporcionou maior TDH, em geral, apresentou menores coeficientes de remoção de matéria orgânica (k), tal como observado por Freitas (2006) para DBO e DQO, e Fia (2009) apenas para DQO. Pelo fato de

possuírem maior TDH, estes SACs possuíam, em seu interior, matéria orgânica que já havia passado por processo de degradação, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes. Ao contrário, menor TDH proporcionou constante aporte de matéria orgânica de mais fácil degradação. Assim, nos sistemas com maior TDH houve, em geral, redução nos valores dos coeficientes de degradação, quando comparados aos SACs com menor TDH.

Na Tabela 6 estão apresentados alguns dados obtidos por Fia (2009) para SACs tratando águas residuárias da suinocultura.

Tabela 6. Parâmetros médios estimados (C_a , C^* , C_r , n, k, k_B , k_{LC} e k_{KW}) obtidos por Fia (2009) para os perfis de concentração de DBO e DQO utilizando as equações de primeira ordem (REED et al., 1995) e as propostas por Brasil et al. (2007); Laber et al. (1999) e Cooper (1999) e Kadlec e Wallace (2008), em SACs submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico.

TCO _A	Equações	C_a	C^* ou C_r	n	k, k_B , k_{LC} ou k_{KW}
164 kg ha ⁻¹ dia ⁻¹ de DBO	Primeira ordem	905	-	-	0,7046
	Brasil et al. (2007)	912	-	0,1006	1,8118
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	901	1,0048	-	0,1784
	Kadlec e Wallace (2008)	912	82	-	1,0795
327 kg ha ⁻¹ dia ⁻¹ de DBO	Primeira ordem	891	-	-	0,9829
	Brasil et al. (2007)	912	-	0,4083	1,2998
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	1.168	0,7721	-	0,3465
	Kadlec e Wallace (2008)	909	91	-	1,5382
1.447 kg ha ⁻¹ dia ⁻¹ de DQO	Primeira ordem	2.478	-	-	1,2288
	Brasil et al. (2007)	2.612	-	0,1529	1,5175
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	3.488	0,7105	-	0,3092
	Kadlec e Wallace (2008)	2.610	392	-	3,2844
1.947 kg ha ⁻¹ dia ⁻¹ de DQO	Primeira ordem	2.415	-	-	1,3890
	Brasil et al. (2007)	2.611	-	0,1427	1,5148
	Laber et al. (1999) e Cooper (1999)	4.155	0,5812	-	0,3485
	Kadlec e Wallace (2008)	2.611	436	-	4,7514

Ca: concentração afluente (M L⁻³); C*: coeficiente que representa a fração residual do poluente (adimensional); C_r: concentração residual (M L⁻³); n: constante da equação; k: constante de reação de primeira ordem (T⁻¹); k_B: constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Brasil et al. (2007) (T⁻¹); k_{LC}: constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Laber et al. (1999) e Cooper (1999) (L T⁻¹); k_{KW}: constante de reação de primeira ordem da equação proposta por Kadlec e Wallace (2008) (T⁻¹).

Apesar de a carga orgânica aplicada no SAC₂ em termos de DBO ser próxima aos 327 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO aplicados por Fia (2009), os resultados obtidos para a constante de reação (k, k_B, k_{LC} e k_{KW}) foram diferentes entre os diferentes modelos avaliados, exceto no que se refere ao modelo apresentado por Brasil et al. (2007). No entanto, o outro parâmetro deste modelo (n) foi bastante diferenciado. Assim, independente do modelo avaliado, houve influência direta da concentração afluente de matéria orgânica na obtenção da constante de reação. Fator este já evidenciado por outros autores em relação à equação de primeira ordem, que é diretamente dependente da concentração afluente.

Comparando-se os dados deste trabalho com aqueles obtidos por Fia (2009), verifica-se que o modelo proposto por Kadlec e Wallace (2008) foi o que apresentou os maiores valores do parâmetro k_{KW}. Neste modelo, o coeficiente de degradação da matéria orgânica (k_{KW}) é obtido até o ponto onde há estabilização da degradação da matéria orgânica (matéria orgânica residual), como observado na Figura 2.

Freitas (2006) obteve valores médios de k para equação de remoção de DQO de primeira ordem (REED et al., 1995) variando entre 0,28 e 0,89 dia⁻¹, com média igual a 0,57 dia⁻¹ para o SAC não-vegetado, no qual foi aplicado, em média, 591 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DQO. Para o mesmo SAC, recebendo em média 155 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO, os valores de k para remoção de DBO variaram entre 0,23 e 0,62 dia⁻¹, com média de 0,49 dia⁻¹. Freitas (2006) verificou tendência de que o aumento na carga aplicada levou a obtenção de maiores valores de k, tal como observado neste trabalho (Tabelas 4 e 5). Os maiores

valores de k obtidos por Freitas (2006) (0,89 dia⁻¹ e 0,62 dia⁻¹) estão associados à aplicação de 1.331 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DQO e 354 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO, enquanto os menores valores (0,28 e 0,23 dia⁻¹) foram obtidos quando da aplicação de 135 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DQO e 39 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO.

Verifica-se que o valor de k da equação de primeira ordem, para remoção de DBO, obtido no SAC₂, neste trabalho (1,93 dia⁻¹) foi maior que o obtido por Freitas (2006) ao aplicar carga orgânica semelhante, que foi de 0,62 dia⁻¹, provavelmente em função das diferentes características da água residiária utilizada, das diferentes configurações dos SACs e das condições ambientais, tendo em vista que neste trabalho a temperatura foi controlada (20°C) enquanto Freitas (2006) operou os sistemas em condições de campo.

Em relação à concentração residual (C_r), obtida utilizando-se o modelo de Kadlec e Wallace (2008), verifica-se que os valores obtidos tenderam a aumentar com o aumento nas taxas de carga orgânica aplicadas aos SACs, tal como observado por Fia (2009). Quanto maior a carga orgânica aplicada maior será a quantidade de material recalcitrante aplicada ao sistema, contribuindo para o aumento da concentração residual. Shepherd et al. (2001) reportaram concentração residual entre 23 e 450 mg L⁻¹ de DQO em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias da fabricação de vinho, as quais também apresentam elevada carga orgânica.

Na literatura encontram-se apresentados grande variedade de valores para a constante de reação de primeira ordem (k) passíveis de serem empregados em equações de estimativa do decaimento da DBO em SACs de escoamento subsuperficial. Stein et al. (2006) informaram que a Usepa (1993) sugere

valores de k entre 0,86 e 1,84 dia $^{-1}$ e Reed et al. (1995) de 1,104 dia $^{-1}$, ambos para utilização do modelo de primeira ordem, enquanto Kadlec e Wallace (2008) reportaram valores de k_{KW} entre 0,30 e 6,11 dia $^{-1}$ para o modelo proposto por eles. Tornase importante destacar que estes são valores obtidos por meio da utilização de SACs no tratamento de esgoto doméstico que, via de regra, apresenta menor concentração de matéria orgânica quando comparado aos efluentes da suinocultura, utilizados neste trabalho.

Analogia semelhante pode ser feita em relação ao C_r ajustado para o modelo de Kadlec e Wallace (2008), estando disponíveis na literatura poucas informações a esse respeito. Esses autores citaram, para esgoto doméstico, valores de C_r entre 1,7 e 18,2 mg L $^{-1}$ de DBO, sendo a média de 9,8 mg L $^{-1}$, valores estes inferiores aos obtidos neste trabalho, em função, provavelmente, das maiores cargas orgânicas apresentadas na ARS aplicada. Reed et al. (1995) observaram concentração residual de DBO em SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico que variaram entre 2 e 7 mg L $^{-1}$.

Brasil et al. (2007) citaram que a magnitude de n pode variar em função das variações da resistência do material orgânico a ser degradado na água residuária e do grau de dispersão de poluentes no sistema, sendo a magnitude de n inversamente proporcional a esse grau de dispersão, o que pode ser comprovado neste trabalho em relação à remoção de DBO e DQO. Observa-se nas Tabelas 4 e 5 que, em geral, os valores de n foram reduzidos com o aumento nas taxas de carregamento orgânico e, consequentemente, com o aumento das vazões aplicadas. Tal fato, associado às variações na vazão ocorridas ao longo do período experimental, proporcionou, provavelmente, maior dispersão do escoamento justificando a redução nos valores de n , tal como observado por Fia (2009). Cothren et al. (2002) concluíram que o número de dispersão em SACs aumenta com a vazão aplicada, principalmente para maiores relações comprimento/largura (3:1 e 6:1). Brasil et al. (2007) verificaram que o aumento na declividade de fundo de um dos SACs avaliados resultou em aumento na velocidade de escoamento da água residuária, o que proporcionou aumento na constante de degradação de DQO e consequente redução no valor de n .

Entre os modelos avaliados, aquele proposto por Brasil et al. (2007) e por Kadlec e Wallace (2008) foram os que apresentaram melhor ajuste (maior R^2) aos dados coletados no experimento, tal como observado por Fia (2009) em experimento semelhante. Os ajustes apresentados pelo modelo de

Laber et al. (1999) e Cooper (1999) se aproximaram aos ajustes obtidos quando se utilizou a equação de primeira ordem, apresentando baixos valores de R^2 quando comparados aos modelos apresentados por Brasil et al. (2007) e por Kadlec e Wallace (2008), mostrando-se menos adequado para descrever a cinética de degradação de matéria orgânica (DQO e DBO), neste trabalho.

Verifica-se na Figura 3 que, em geral, o modelo de primeira ordem e aquele proposto por Laber et al. (1999) e Cooper (1999) apresentaram um comportamento que faz com que os valores de DQO e DBO efluente dos SACs convirjam para uma concentração muito próxima a zero, o que pode ser considerado um aspecto negativo e que não representa a realidade do que ocorre nos SACs. Brasil et al. (2007) citaram a inadequabilidade do modelo de primeira ordem, tendo em vista que há perceptível redução na taxa de degradação da matéria orgânica ao longo dos SACs. Além disso, a redução do volume de efluente nos SACs proporcionado pela evapotranspiração pode levar à concentração dos poluentes nos mesmos. Estes fatores representam inadequação do modelo cinético de primeira ordem, com concepção de escoamento em pistão, na predição de remoção de matéria orgânica nesses sistemas, induzindo a uma superestimativa de remoção do constituinte.

Conclusão

Com base nos resultados obtidos, não foi verificada diferença estatística ($p > 0,05$) entre as diferentes taxas de carga orgânica aplicadas aos SACs quanto à remoção de matéria orgânica na forma de SST, DBO e DQO, sendo que as eficiências médias de remoção de SST, DBO e DQO variaram entre 68 e 76%, 66 e 73% e 55 e 58%, respectivamente. Os modelos propostos por Brasil et al. (2007) e Kadlec e Wallace (2008) tiveram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção da matéria orgânica (DBO e DQO) nos sistemas avaliados, apresentando, geralmente, R^2 superior a 99%.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fapemig pelo apoio financeiro concedido.

Referências

- APHA-American Public Health Association; AWWA-American Water Works Association; WEF-Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005.
BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON,

- P. R.; SOARES, A. A. Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agrartechnische Forschung**, v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.
- CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MÔNACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G. F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.
- COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 1-9, 1999.
- COTHREN, G. M.; CHEN, S.; PARDUE, J. H. Investigation of subsurface flow constructed wetlands designs. **Public Works Management and Policy**, v. 7, n. 1, p. 32-45, 2002.
- FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2006. 159f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 120-125, 2004.
- GONZÁLEZ, F. T.; VALLEJOS, G. G.; SILVEIRA, J. H.; FRANCO, C. Q.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. **Water SA**, v. 35, n. 3, p. 335-342, 2009.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.
- LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 317-324, 1999.
- LANGERGRABER, G.; GIRALDI, D.; MENA, J.; MEYER, D.; PEÑA, M.; TOSCANO, A.; BROVELLI, A.; KORKUSUZ, E. A. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 13, p. 3931-3943, 2009.
- LEE, C. Y.; LEE, C. C.; LEE, F. Y.; TSENG, S. K.; LIAO, C. J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, v. 92, n. 2, p. 173-179, 2004.
- MEERS, E.; TACK, F. M. G.; TOLPE, I.; MICHELS, E. Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: monitoring results. **Water Air Soil Pollution**, v. 193, n. 1-4, p. 15-24, 2008.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, 2004.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for management and treatment**. New York: McGraw-Hill Inc., 1995.
- 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, n. 6, p. 1484-1493, 2004.
- SHEPHERD, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; GRISMER, M. E. Time dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment. **Water Environment Research**, v. 73, n. 5, p. 597-606, 2001.
- 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, n. 2, p. 100-112, 2006.
- STONE, K. C.; POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REEDY, G. B. Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 23, n. 2, p. 127-133, 2004.
- USEPA-United State Environmental Protect Agency. **Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A Technology Assessment**, EPA 832-R-93-008. Washington, D.C.: EPA Office of Research and Development, 1993.
- VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

Received on January 10, 2011.

Accepted on July 18, 2011.

License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.