

UNIDADES COMBINADAS RAFA-SAC PARA TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA – PARTE I CARGA ORGÂNICA REMOVIDA

Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p1149-1159/2015>

FABIANA DE AMORIM¹, RONALDO FIA², FLÁVIA A. FRANÇA³,
LORENA M. TERRA⁴, FÁTIMA R. LUIZ FIA⁵

RESUMO: Na pecuária brasileira, tem-se destacado a suinocultura, cuja produção de carne foi apontada como a terceira maior do mundo, e como contrapartida os sistemas produtivos são, potencialmente, poluidores do ambiente. Os sistemas anaeróbios têm sido utilizados para tratamento de água residuária suinícola, necessitando de complementação para diminuir as cargas de nutrientes e reúso agrícola. Neste trabalho, avaliou-se o efeito combinado de duas unidades de tratamento na remoção de matéria orgânica, na forma de demanda química de oxigênio (DQO), sendo um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente tipo RAFA com volume útil de 96 L, seguido de um sistema alagado construído (SAC) com capacidade para 237 L. O experimento foi conduzido em três fases, variando-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) no reator anaeróbio, de 59 h, 19,5 h e 5 h, e no SAC, 146 h, 48 h e 13 h, respectivamente, nas fases 1, 2 e 3. A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada foi de 1,2; 1,3 e 13,0 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, e as taxas de aplicação superficial (TAS) no SAC foram de 850; 656 e 6335 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO. As unidades combinadas removeram 0,07; 0,07 e 0,96 kg d⁻¹ de DQO total e 0,03; 0,07 e 0,14 kg d⁻¹ de DQO solúvel. As características apresentadas pelo efluente do sistema, nas diferentes fases, não alcançaram os padrões ambientais para lançamento em cursos de água, dentre as variáveis avaliadas.

PALAVRAS-CHAVE: carga orgânica, *Cynodon* ssp, taxa de aplicação superficial, tratamento biológico, sistemas wetlands.

COMBINED UNITS FOR SWINE WASTEWATER TREATMENT - PART I REMOVED ORGANIC LOAD

ABSTRACT: Pig farming has excelled in Brazilian livestock whose meat production has been considered the third largest in the world. Conversely, these production systems have great environmental polluting potential. In addition, anaerobic systems have been used for swine wastewater treatment, requiring complementation to reduce loads of nutrients and for further agricultural reuse. This paper evaluated the combined effect of two treatment units in removing organic matter in the form of chemical oxygen demand (COD). The combined units consisted of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor with working volume of 96 L, followed by a constructed wetland system (CWS) with a capacity of 237 L. The experiment was conducted at three stages of hydraulic retention time (HRT) variation. The HRT was of 59, 19.5, and 5 hours for the UASB, and of 146, 48, and 13 hours for the CWS. The volumetric organic loading rates (VOLRs) were 1.2, 1.3, and 13.0 kg.m⁻³.d⁻¹ of COD in the USBAR. The surface application rates (SAR) in the CWS were 850, 656, and 6335 kg.ha⁻¹.d⁻¹ of COD. The associated units removed 0.07, 0.07, and 0.96 kg.d⁻¹ of total COD, as well as 0.03, 0.07 and 0.14 kg.d⁻¹ of soluble COD. The final effluent characteristics did not reach environmental standards for being released into water bodies in any of the stages; however, its nutritional potential should be considered for use in agricultural production.

KEYWORDS: organic load. *Cynodon* spp. surface application rate. biological treatment. wetland system.

¹ Eng^a Agrícola, Doutoranda em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, Departamento de Engenharia, UFLA /Lavras-MG, Fone: (35) 3829-1481, fabianadeamorim@yahoo.com.br

² Eng^o Agrícola e Ambiental, Prof. Doutor, Departamento de Engenharia, UFLA /Lavras-MG, ronaldofia@deg.ufla.br

³ Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária, Departamento de Engenharia, UFLA /Lavras-MG, flaviafranca88@engambiental.ufla.br

⁴ Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária, Departamento de Engenharia, UFLA /Lavras-MG, lorenaterra@engambiental.ufla.br

⁵ Eng^a Agrícola, Prof^a. Doutora, Departamento de Engenharia, UFLA /Lavras-MG, fatimarlf@deg.ufla.br

Recebido pelo Conselho Editorial em: 14-11-2014

Aprovado pelo Conselho Editorial em: 14-5-2015

INTRODUÇÃO

Na pecuária brasileira, tem-se destacado a suinocultura, cuja produção de carne foi apontada como a terceira maior do mundo; sistemas produtivos que, em contrapartida, são, potencialmente, poluidores do ambiente. SILVA et al. (2011) destacam a contraposição da importância econômica e social inegáveis, frente ao espaço geográfico no qual a suinocultura se desenvolve e que está cada vez mais, ambientalmente, degradado.

Um sistema de tratamento de efluentes pode ser composto de diversas unidades que potencializam os processos de remoção e de degradação de matéria orgânica, desde a água residuária bruta até a fase final, que consiste no reúso ou mesmo no lançamento nos corpos d'água sem comprometer o ambiente. Nesse sentido, alguns sistemas anaeróbios, como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFA), por apresentarem vantagens na relação de eficiência e por serem compactos, recebem destaque para tratamento de efluentes com alta carga de matéria orgânica. O funcionamento desejável em reatores anaeróbios está condicionado aos requisitos de ambientação para a manutenção do ecossistema presente. Dentre estes requisitos, destacam-se pH, alcalinidade e ácidos voláteis, que estão intimamente relacionados entre si, além da possibilidade de inibição das atividades microbianas associadas a materiais tóxicos presentes nos substratos utilizados (CHERNICHARO, 2007).

Apesar de terem avaliado cargas orgânicas elevadas, acima de $10 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO, OLIVEIRA & SANTANA (2011), PEREIRA et al. (2010) e PEREIRA-RAMIREZ et al. (2003) obtiveram eficiências de remoção de DQO acima de 80%, ao tratarem águas residuárias da suinocultura (ARS) em reator UASB; no entanto, os efluentes apresentaram concentrações entre 870 e 5.300 mg L^{-1} de DQO. Assim, o uso de sistemas anaeróbios como único tratamento, geralmente não satisfaz as exigências quanto ao lançamento de despejos em cursos d'água (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008). É possível, então, a obtenção de maior eficiência na remoção de poluentes de efluentes, ao se trabalhar com tratamentos conjugados. Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) têm potencial para remover compostos e nutrientes de águas residuárias da suinocultura (POACH et al., 2007; LEE et al., 2010; MATOS et al., 2010; BORIN et al., 2013), porque a vegetação e os organismos presentes neste ambiente podem adaptar-se às características das águas residuárias e utilizar os vários poluentes orgânicos e inorgânicos em processos metabólicos (KADLEC & WALLACE, 2008).

Diversas espécies vegetais têm sido utilizadas e indicadas para cultivo nos sistemas, sendo preferidas as de ocorrência natural em locais com condições semelhantes ou que suportem as condições anaeróbias/anóxicas que ocorrem no sistema. VYMAZAL (2013) realizou revisão sobre as espécies vegetais mais utilizadas nesses sistemas, identificou cerca de 150 espécies no mundo, predominando os gêneros *Typha* sp., *Scirpus* sp., *Pragmites* sp., *Juncus* sp. e *Eleocharis* sp. No Brasil, o capim-tifton 85, pertencente ao gênero *Cynodon* sp., têm sido utilizado em SACs tratando as águas residuárias da suinocultura, pois ele apresenta alta produtividade e potencial para remoção de nutrientes (QUEIROZ et al., 2004; MATOS et al., 2009; FIA et al., 2011; FIA et al., 2014).

Além da utilização dos SACs como reatores para polimento dos efluentes, esses também são eficientes na remoção de sólidos em suspensão (MATOS et al., 2010), podendo funcionar como decantadores secundários.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de unidades de tratamento, combinando RAFA e SAC na degradação de efluente da suinocultura, com aplicação de cargas orgânicas elevadas, observando a remoção de matéria orgânica.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia (DZO), sob a responsabilidade do Departamento de Engenharia, na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, com coordenadas geográficas de $21^{\circ} 14'$ latitude sul e $45^{\circ} 00'$ longitude oeste, e a altitude média de 920 m. A água residuária da suinocultura (ARS) foi

proveniente da granja suinícola do DZO da UFLA e passou, previamente, por uma caixa de retenção de areia (CRA), medidor de vazão, peneira estática (PE) e tanque de acidificação e equalização (TAE), do qual parte da ARS foi bombeada para reservatórios que posteriormente alimentaram os reatores. Maiores detalhes deste sistema de tratamento preliminar podem ser verificados no trabalho realizado por PEREIRA et al. (2011). A ARS pré-tratada foi bombeada, com alimentação contínua, por meio de uma bomba dosadora a solenoide para o RAFA e, por gravidade, para o SAC horizontal, com escoamento subsuperficial. As unidades foram instaladas em ambiente protegido onde, nas laterais da casa de vegetação, foi instalado sombrite a 50% na cor preta, de maneira que a ambiência interna sofria, em relação à externa, pequenas variações.

Os reatores foram construídos em fibra de vidro. O RAFA possui volume útil de 96 L, tem formato cilíndrico, com diâmetro na base de 0,50 m e altura útil (líquido) de 0,60 m. Instalado a aproximadamente 0,10 m acima do fundo, há um fundo falso contendo 40 orifícios com 0,02 m de diâmetro para diminuir possíveis fluxos preferenciais.

O SAC utilizado neste experimento foi anteriormente parte do trabalho realizado por FIA et al. (2014), que após condução dos trabalhos por 200 dias, foi mantido em pousio por aproximadamente 6 meses, estando aclimatado com ARS. Em seguida, foi vegetado com capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*), possuindo dimensões de 2,0 m de comprimento por 0,5 m de largura e 0,70 m de altura, preenchido com brita zero, como meio suporte, até a altura de 0,55 m, apresentando volume de vazios de 0,494 m³ m⁻³ e 4 chicanas igualmente espaçadas ao longo da estrutura, totalizando um volume útil de 237 L.

A partida do sistema ocorreu com a inoculação do reator anaeróbio com lodo proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento da ARS do DZO/UFLA. A carga orgânica biológica (COB) aplicada ao RAFA foi de 0,1 kg kg⁻¹ d⁻¹, medida como DQO SVT⁻¹ d⁻¹ (CHERNICHARO, 2007). A carga orgânica volumétrica (COV), adotada inicialmente para o reator anaeróbio, foi de 1,0 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO. Para este estudo, foram definidas três fases, sendo os períodos de duração determinados ao longo do monitoramento, iniciando no mês de fevereiro de 2014 e concluindo em julho do mesmo ano. Na Tabela 1, têm-se as características operacionais ao longo do monitoramento.

TABELA 1. Características operacionais médias observadas no reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) e no sistema alagado construído (SAC) nas diferentes fases de operação do sistema de tratamento. **Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and constructed wetland system (CWS) average operational characteristics at the different treatment stages of swine waste water.**

Variáveis	Fases					
	I (47 d)		II (32 d)		III (52 d)	
	RAFA	SAC	RAFA	SAC	RAFA	SAC
TDH (h)	59,3	146,3	19,5	48,2	5,2	12,7
COV (kg m ⁻³ d ⁻¹ de DQO)	1,19	-	1,31	-	12,95	-
TAS _{DQO} (kg ha ⁻¹ d ⁻¹ de DQO)	-	850	-	656	-	6.335
Q (m ³ d ⁻¹)	0,039	0,039	0,118	0,118	0,446	0,446

Sendo: TDH - tempo de detenção hidráulica teórico; COV - carga orgânica volumétrica; TAS_{DQO} - taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio; Q - vazão afluente.

A amostragem do afluente e do efluente do RAFA e do SAC foi pontual (amostras simples) e ocorreu duas vezes por semana, entre as 6 h 30 min e as 7 h 30 min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análise de Água, do Departamento de Engenharia (LAADeg), e no Laboratório de Análise de Água Residuária, do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, do Departamento de Engenharia da UFLA. Determinaram-se duas vezes por semana os valores de potencial hidrogeniônico (pH), por potenciometria; demanda química de oxigênio total (DQO_T), em refluxo fechado; e demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), em refluxo fechado após a filtração da amostra (APHA et al., 2005); alcalinidade bicarbonato (AB); e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (RIPLEY et al., 1986). Semanalmente,

determinaram-se os valores de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST), por gravimetria (APHA et al., 2005). O ambiente da casa de vegetação foi monitorado por meio de um termo higrômetro. Diariamente, às 7 horas da manhã, foi obtida a temperatura instantânea do ar e do líquido em tratamento. Os dados foram submetidos ao teste de agrupamento de médias Scott-Knott, ao nível de 5% de probabilidade, com auxílio do software Sisvar (FERREIRA, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o monitoramento do sistema, a temperatura na casa de vegetação apresentou grande amplitude, variando de 17 °C a 49 °C de 11 °C a 37 °C, e de 8 °C a 33 °C, nas Fases I, II e III, respectivamente. Entretanto, dentro do reator, a variação da temperatura foi menor, com valores médios de 26,5 °C, 20,8 °C e 18,0 °C.

A temperatura é de fundamental importância em processos biológicos de tratamento, pois está relacionada com a velocidade das reações bioquímicas e enzimáticas dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e consequente remoção de poluentes do meio. A temperatura média da ARS em tratamento ficou na faixa mesófila, enquanto as temperaturas mínimas ficaram na faixa psicrófila. Os valores médios entre 18,0 °C e 26,5 °C ficaram abaixo dos valores, e a taxa de conversão da matéria orgânica é máxima, que varia entre 30 e 35 °C para microrganismos anaeróbios mesófilos (METCALF & EDDY, 2003; CHERNICHARO, 2007).

LIM & FOX (2011) avaliaram um reator anaeróbio de leito fixo granular, no tratamento de efluentes da suinocultura e verificaram que a redução da temperatura do líquido de 24 °C para 16 °C reduziu a eficiência de remoção de DQO de 88% para 68%. Já KADLEC & WALLACE (2008) concluíram que há pequena, senão nenhuma, influência da temperatura sobre a taxa de remoção de matéria orgânica em SACs, diferentemente dos resultados observados por ZHANG & WANG (2013).

As médias e o desvio-padrão dos valores de pH na ARS afluente e efluente do RAFA mantiveram-se na faixa de 7,8±0,2 a 7,9±0,2 na fase 1; 7,6±0,2 a 7,9±0,1 na fase 2, e 7,4±0,2 a 7,5±0,2 na fase 3, enquanto no SAC os valores médios efluentes se mantiveram, praticamente iguais aos valores afluentes. Os valores monitorados neste trabalho foram semelhantes aos verificados por PEREIRA et al. (2011) e LIM & FOX (2011) em reator UASB, e FIA et al. (2014) em SAC utilizado no tratamento experimental de efluentes da suinocultura. Os valores de pH oscilaram durante o período experimental, porém ficaram dentro da faixa adequada ao desenvolvimento da microbiota responsável pela degradação da matéria orgânica (CHERNICHARO, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008).

Durante a Fase I, a ARS apresentou valores elevados de AB, e no reator anaeróbio foi verificado pequeno aumento nas concentrações de AB, proporcionando capacidade de tampão ao reator, tal como observado por DUDA & OLIVEIRA (2011) e PEREIRA et al. (2010). Acredita-se que, neste trabalho, as condições tenham sido favoráveis à degradação anaeróbia, pois verificou-se a manutenção dos valores de pH na faixa adequada para a microbiota, como consequência dos valores elevados de AB e reduzidos valores de AVT no efluente do reator anaeróbio.

Embora tenham sido observados elevados valores de AB e reduzidos valores de AVT, a relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP) do efluente do RAFA foi superior a 0,3 nas Fases I e III e igual a 0,28 na Fase II (Figura 3). É possível que a estabilidade do processo ocorra para valores diferentes de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular, pois segundo RIPLEY et al. (1986), a inibição da fase metanogênica só ocorre em valores de AI/AP superiores a 0,8, o que não foi observado neste trabalho, exceto na primeira amostragem. Tem sido relatado na literatura, principalmente quando do tratamento de águas residuárias agroindustriais, valores da relação AI/AP entre 0,5 e 2,2, mesmo para sistemas considerados estáveis. DUDA & OLIVEIRA (2011) verificaram valores da relação AI/AP próximos a 0,5 no tratamento de dejetos da suinocultura em reatores UASB em série.

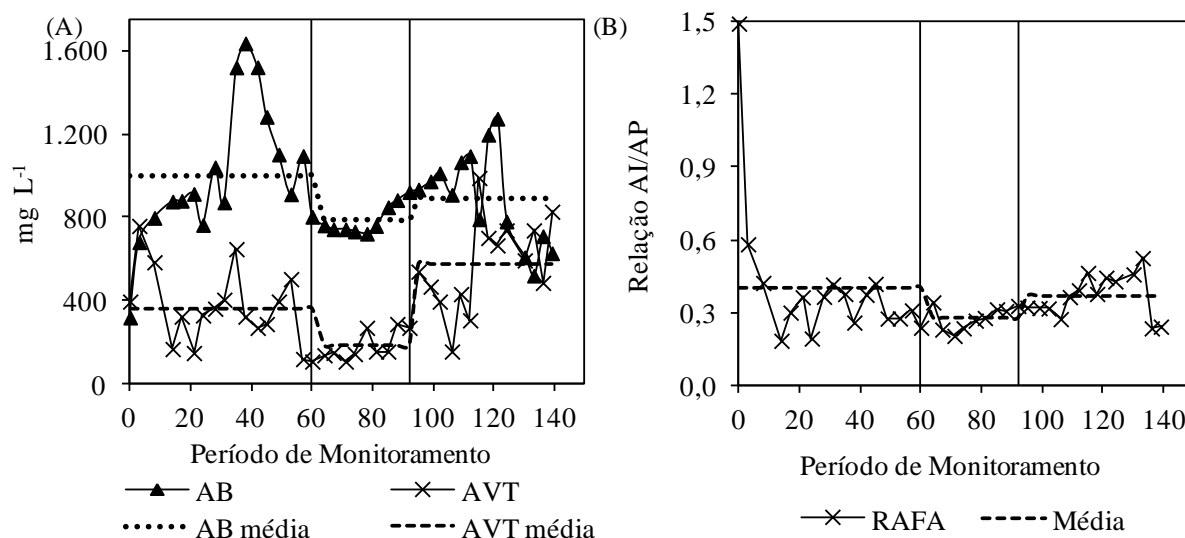


FIGURA 1. Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato (AB - mg L^{-1} de CaCO_3) e ácidos voláteis totais (AVT - mg L^{-1} de HAC.) efluentes do RAFA (A), e da relação entre alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade parcial (AP) no efluente do RAFA (B). As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento. **Variations on bicarbonate alkalinity (mg L^{-1} CaCO_3) and total volatile fatty acids (mg L^{-1} HAC) within the UASB effluent (A), and relationship between intermediate alkalinity (IA) and partial alkalinity (AP) also in a UASB effluent (B). The vertical lines represent stage changes during monitoring.**

A concentração afluente e a remoção de DQO apresentaram variações ao longo do experimento, com maiores valores de remoção da carga orgânica, na forma de DQO_T na Fase III, cuja COV aplicada foi maior. No entanto, na Fase III, em função das elevadas cargas orgânica e hidráulica aplicadas, verificou-se menor eficiência de remoção de DQO_S (Tabela 2), evidenciando menor participação dos microrganismos na remoção da matéria orgânica, nesta etapa de avaliação; além da influência do arraste de sólidos no sistema pela elevada carga hidráulica aplicada, tal como observado por KIM et al. (2012).

TABELA 2. Remoção de carga orgânica, em kg d^{-1} , e eficiência de remoção % em termos de DQO_T e DQO_S , no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na avaliação das duas unidades (Total), nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento. **Organic load removal (kg d^{-1}), and removal efficiency in terms of COD_T and COD_S of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) and a constructed wetland system (CWS), and the combined effect at different stages of treatment.**

Variáveis	Fases	RAFA		SAC		Total	
		kg d^{-1}	%	kg d^{-1}	%	kg d^{-1}	%
DQO_T	I	0,030a	34a	0,050a	26a	0,078a	52a
	II	0,060a	45a	0,017a	25a	0,077a	60a
	III	0,644b	33a	0,347b	50b	0,958b	64a
DQO_S	I	0,027a	38b	0,047a	23a	0,071a	53b
	II	0,057a	43b	0,015a	24a	0,073a	57b
	III	0,080a	20a	0,061a	18a	0,142b	34a

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Ainda na Fase III, verificou-se maior remoção de carga orgânica na forma DQO_T em relação às demais Fases ($p < 0,05$), apesar de ter sido constatada mesma eficiência de remoção (Tabela 2). Isto se justifica, pois, a eficiência é relativa à concentração de entrada. Quanto maior a concentração

de entrada, para uma eficiência constante, maior será a concentração de saída. Essa comparação, em termos de carga removida, pode trazer maiores contribuições para projetos de sistemas de tratamento para águas residuárias agroindustriais com altas concentrações de matéria orgânica afluyente.

Em função das COVs aplicadas no reator anaeróbio, nas Fases I e II, esperavam-se maiores eficiências de remoção, principalmente na Fase II, em que já havia maior estabilidade do sistema em termos de adaptação microbiana aos reatores. No entanto, verificaram-se baixas eficiências de remoção no reator anaeróbio e no SAC, nas Fases I e II. Na Fase III, com o aumento acentuado da COV aplicada, esperava-se, naturalmente, uma redução na eficiência de remoção, tal como verificado por URBINATI et al. (2013), KIM et al. (2012) e ABREU NETO & OLIVEIRA (2009). No entanto, foi verificado aumento na remoção de carga orgânica na forma de DQO_T, tanto no reator anaeróbio quanto no SAC, como verificado por CHAZARENC et al. (2007), que utilizaram SACs no pós-tratamento de lodo de tanques de criação de peixes. Diferentemente do que concluíram GALVÃO & MATOS (2012), em que os resultados de SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico sintético sugeriram que a capacidade-tampão desses sistemas pode não ser suficiente para manter a eficiência de remoção de DQO durante aumentos bruscos de carga orgânica, apesar de terem verificado aumento da remoção com o aumento da carga orgânica aplicada.

LIM & FOX (2011) obtiveram remoção entre 88% e 68% de DQO em reator anaeróbio de leito estático granular, no tratamento de efluentes da suinocultura com COVs máximas de 5,4 e 4,0 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO e decréscimo na eficiência, mesmo com a redução da COV, que foi causada pela redução da temperatura do líquido, de 24 °C para 16 °C. Eficiências semelhantes foram verificadas por URBINATI et al. (2013), ao aplicarem COV entre 5,5 e 40,1 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, provenientes de águas residuárias da suinocultura em reator UASB. No entanto, esses autores trabalharam com reatores anaeróbios em série, o que pode ter favorecido as elevadas eficiências de remoção, mesmo com a aplicação de COV relativamente elevada.

Foi evidenciado por OLIVEIRA & SANTANA (2011) que a aplicação de COV de até 24,4 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, provenientes de águas residuárias da suinocultura em reator UASB, não foi limitante para a obtenção de eficiências de remoção acima de 80%.

Naturalmente, eram esperadas menores eficiências de remoção de matéria orgânica no SAC, tendo em vista que o efluente do reator anaeróbio e afluyente ao SAC apresentou menor concentração de DQO, e esta já estava parcialmente degradada, restando, em parte, um material mais recalcitrante e de mais difícil degradação/remoção pelos microrganismos. Além disso, a remoção de matéria orgânica acontece seguindo a cinética de primeira ordem, em que a concentração na água residuária influencia diretamente na remoção da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

MATOS et al. (2011) obtiveram remoção de 90% de DQO em SACs cultivados com capim-tifton 85, com uma taxa de aplicação superficial de 591 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO, proveniente de efluentes da suinocultura pré-tratados em filtros orgânicos. Neste trabalho, as menores eficiências podem estar relacionadas às maiores cargas orgânicas aplicadas ao SAC, comparadas àquelas aplicadas por MATOS et al. (2011). VÁZQUEZ et al. (2013) aplicaram 179 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO de dejetos da suinocultura em SAC vertical e obtiveram 93% de remoção de DQO. Além da menor taxa de aplicação avaliada por VÁZQUEZ et al. (2013), nos sistemas verticais, há maior oxigenação do líquido em tratamento, o que favorece a degradação da matéria orgânica.

DORDIO & CARVALHO (2013) obtiveram eficiência de remoção de DQO entre 64% e 80% em SACs cultivados com *Phragmites australis* e TDH entre 3 e 9 dias, no tratamento de ARS. Já GONZALEZ et al. (2009), também utilizando SACs para o tratamento de ARS, pré-tratada em tanque séptico e sistema de peneiras, verificaram que um TDH de 3 dias (próximo ao valor aplicado na Fase II) foi capaz de remover entre 52 e 78% dos 950 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO aplicada. ZHANG & WANG (2013) obtiveram remoção entre 60 e 70% de DQO em SACs com TDH de 4 dias e concentração afluyente média de 520 mg L⁻¹, inferior àquela observada neste trabalho.

CHAZARENC et al. (2007), ao estudarem o pós-tratamento de lodo em tanques de criação de peixes em SACs cultivados com taboa (*Typha angustifolia*) e com TDH de um dia, observaram a remoção de $151 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO_T e $118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO_S . Valores estes próximos aos observados na Fase II do presente trabalho ($170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO_T e $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO_S) e que apresentou as menores taxas de remoção. Já GALVÃO & MATOS (2012) obtiveram remoções bastante inferiores àquelas observadas no presente trabalho. Apesar de terem aplicado $114 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO (inferior ao presente trabalho) obtiveram em média remoção de $78,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO, evidenciando que o presente trabalho foi bastante eficiente quanto à remoção de carga orgânica.

A concentração de DQO_T está diretamente relacionada aos sólidos presentes na ARS. Assim, a variação na concentração afluente de DQO_T foi devido à variação na concentração de sólidos (Figura 2), que foi influenciada pela sedimentação que ocorria nos reservatórios da ARS antecedentes às unidades monitoradas. Tal fato também explica o aumento da concentração afluente de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) às unidades de tratamento na Fase III. Com o aumento acentuado da vazão, houve bombeamento mais constante do TAE para os reservatórios, fazendo com que aumentasse a turbulência nos mesmos, dificultando a sedimentação do material em suspensão.

O aumento das concentrações de ST e SST no efluente do reator anaeróbio, na Fase III, também pode ser explicado pelo arraste de sólidos do mesmo. CHERNICHARO (2007) sugere que a velocidade ascensional do líquido em tratamento, em projetos de reatores de manta de lodo, não ultrapasse o valor de $1,1 \text{ m h}^{-1}$, exceto em condições de pico, com tempo de duração inferior a 2 horas, na qual o fluxo permitido é de $1,5 \text{ m h}^{-1}$. Neste trabalho, durante a Fase III, testou-se uma COV cuja vazão promoveu a velocidade ascensional de $1,3 \text{ m h}^{-1}$ de forma constante, o que corrobora o estado de *wash-out* no reator anaeróbio (Figura 3), que diminui a retenção celular do reator, afetando a eficiência do mesmo.

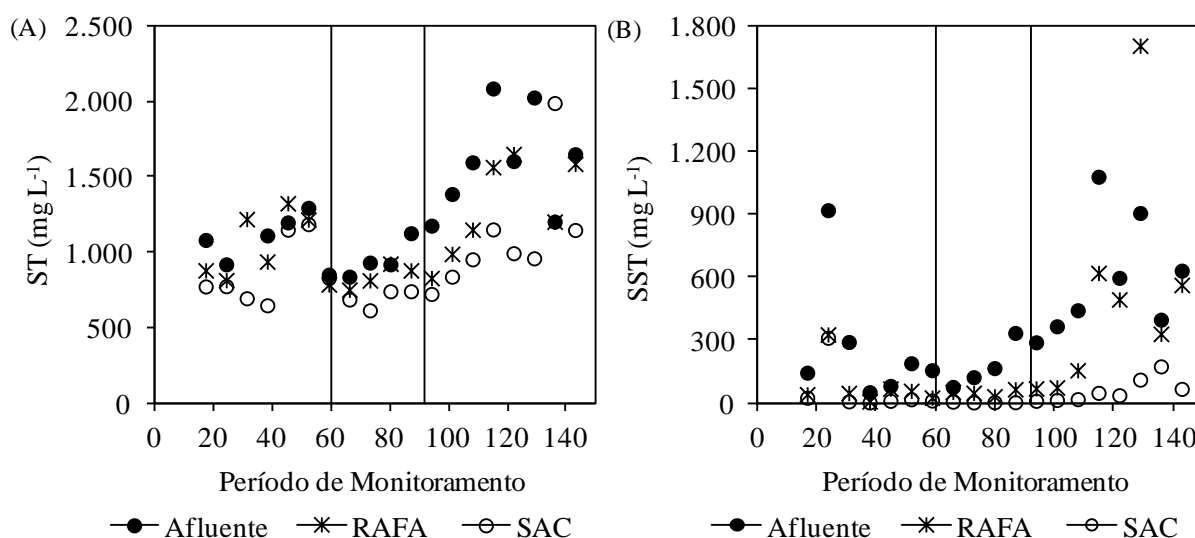


FIGURA 2. Variação dos valores de sólidos totais (ST) (A) e sólidos suspensos totais (SST) (B) afluente e efluente do reator anaeróbio (RAFA) e do sistema alagado construído (SAC), observados durante a condução do experimento. **Variations on total solid (TS) (A), total suspended solids (TSS) (B), influent and effluent of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) and a constructed wetland system (CWS) throughout the experiment.**

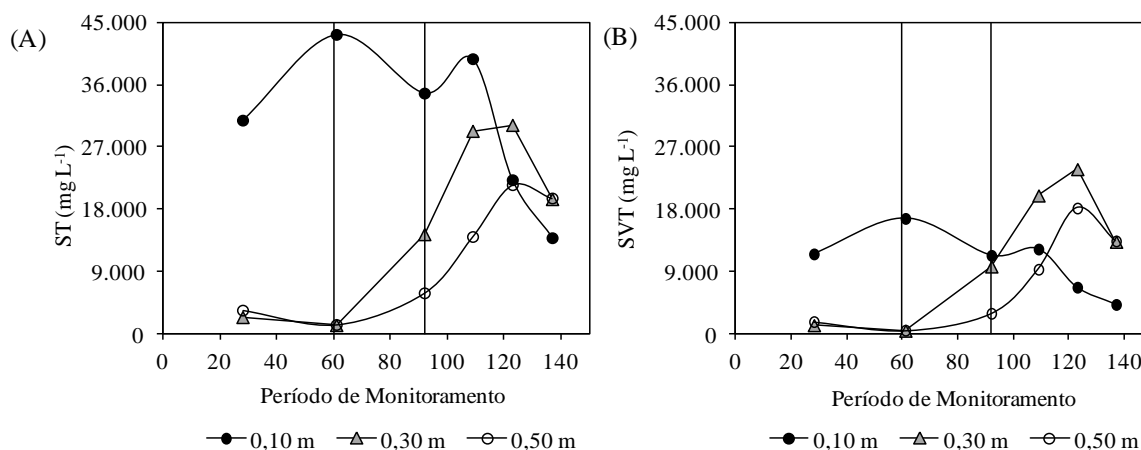


FIGURA 3. Variação da concentração de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) em amostras de lodo, juntamente com o efluente em tratamento, coletadas ao longo da altura do reator anaeróbio (10; 30 e 50 cm), considerando a base, ao longo do período experimental. As linhas verticais dentro das figuras indicam as mudanças de fase no monitoramento. **Variations on total solid (TS) (A) and total volatile solids (TVS) (B) in sludge samples with treated effluent, which were collected along the height of a UASB reactor (10, 30, and 50 cm), throughout the experimental period.**

A concentração de ST na base do reator (0,10 m) diminuiu com o aumento da vazão aplicada ao sistema (Figura 3), enquanto a concentração de ST nas camadas superiores do reator (0,30 e 0,50 m) tendeu a aumentar, comprovando o arraste de lodo e, conseqüentemente, de sólidos no reator anaeróbio.

O SAC funcionou como um filtro, reduzindo as concentrações de ST e SST (Figura 2). Os sólidos arrastados do RAFA ficaram retidos nos interstícios do meio suporte do SAC, obstruindo os poros e melhorando o processo de filtração. O SAC age como filtro, de modo a favorecer a separação de SST por sedimentação, ocorrendo o aprisionamento físico e a adsorção por meio de biofilmes aderidos ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse meio (KADLEC & WALLACE, 2008).

Quanto maior a concentração afluyente de ST (Fase III) maior foi a capacidade do SAC em remover os STs, diferentemente do observado por VILAS BÔAS (2013) e semelhante ao observado por MATOS et al. (2010). Esses autores observaram grande capacidade dos SACs em amortecer as variações das cargas afluentes de sólidos no tratamento de efluentes da suinocultura. A maior capacidade de amortecimento, também, pode estar relacionada às maiores quantidades de SST em relação aos sólidos dissolvidos, verificadas por MATOS et al. (2010).

Neste trabalho, o percentual de SST em relação aos STs afluentes ao SAC foi pequeno (média das Fases de 16%). Tal fato proporcionou, provavelmente, maiores eficiências de remoção dos SSTs em relação aos STs. Pois, para a remoção dos sólidos dissolvidos (a diferença entre os ST e os SST) deve haver maior contribuição dos microrganismos, o que parece ter sido dificultado em função dos reduzidos TDHs utilizados nas Fases II e III. Diferentes trabalhos utilizando reator UASB no tratamento de efluentes da suinocultura relatam eficiências de remoção de SST entre 62 e 98% (ABREU NETO & OLIVEIRA, 2009; OLIVEIRA & SANTANA, 2011; URBINATI et al., 2013), mesmo trabalhando com reduzidos TDHs (5 a 48 h) e concentrações afluentes elevadas (1.400 a 16.400 mg L⁻¹). Para os sólidos totais, PEREIRA et al. (2011) obtiveram 36% de remoção ao utilizar reator UASB no tratamento de efluentes da suinocultura com concentração afluyente de 2.428 mg L⁻¹ e TDH de 12 h.

TABELA 1. Eficiência de remoção (%) de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) no reator anaeróbio (RAFA), no sistema alagado construído (SAC), e na avaliação das duas unidades (total), nas diferentes fases de condução das unidades de tratamento. **Removal efficiencies (%) of total solid (ST) and total suspended solids (TSS) in an anaerobic reactor (UASB) and in a constructed wetland system (CWS), and the combined effect (total) at the different treatment stages.**

Variáveis	Fases	RA	SAC	Total
ST	I	17a	14a	25a
	II	18a	18a	33a
	III	9a	t	34a
SST	I	66b	54a	89a
	II	66b	93b	98a
	III	31a	77a	80a

Para a mesma variável, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferiram entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Assim como para o reator anaeróbio, verificaram-se, na literatura, maiores eficiências de remoção de ST e SST em SACs. MATOS et al. (2010) obtiveram entre 51% e 67% de remoção de ST e de 86 a 95% de remoção de SST em SACs com TDH de 4,8 dias. A variação dependeu da espécie cultivada, entre as quais a taboa, o capim-tifton 85 e a alternantera. DORDIO & CARVALHO (2013) verificaram, para ARS com 480 mg L⁻¹ de SST afluente ao SAC cultivado com *Phragmites australis*, remoção de 72% em um TDH de 3 dias. O SAC não cultivado removeu 75%. Já GONZALEZ et al. (2009), também utilizando SAC com TDH de 3 dias, para o tratamento de ARS, obtiveram entre 64 e 78% de remoção de SST para um afluente com cerca de 1.000 mg L⁻¹ de SST e, em nosso estudo, com reduzidos TDHs, as eficiências médias foram superiores, entre 80 e 98% (Tabela 3). As concentrações de DQO_T efluentes do sistema de tratamento, ainda permaneceram com valores elevados nas três Fases (981±775 mg L⁻¹, 413±41 mg L⁻¹, 613±171 mg L⁻¹) e ultrapassaram o limite estabelecido pela legislação vigente para disposição de efluentes tratados em cursos de água que é de até 180 mg L⁻¹ (MINAS GERAIS, 2008).

CONCLUSÕES

A carga orgânica removida pelo RAFA e pelo SAC aumentou com a elevação das taxas de aplicação; entretanto, as eficiências de remoção, em termos de DQO solúvel, diminuiram significativamente, sendo a contribuição de cada reator variada em função das quantidades de sólidos afluentes. As duas unidades combinadas foram capazes de remover valores elevados de matéria orgânica, mas o efluente gerado ainda pode ocasionar problemas se lançado ao ambiente, pois não alcançaram os padrões ambientais para isso,

REFERÊNCIAS

- ABREU NETO, M.; OLIVEIRA, R. A. de. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.148-161, jan./mar. 2009.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.
- BORIN, M.; POLITEO, M.; STEFANI, G. de. Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. **Ecological Engineering**, Oxford, v.51, n.51, p.229– 236, Feb. 2013.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, n.92, p.89, maio 2011.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, 2007.

- CHAZARENC, F.; MALTAIS-LANDRY, G.; TROESCH, S.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Effect of loading rate on performance of constructed wetlands treating an anaerobic supernatant. **Water Science & Technology**, Londres, v.56, n.3, p.23-29, 2007.
- DORDIO, A.; CARVALHO, A. J. P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.463–464, p. 454-461, Oct. 2013.
- DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16 n.1, p.91-100, jan./mar. 2011.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- FIA, R.; MATOS, A. T.; SCHUERY, F. C.; TEODORO, P. E. P.; LUIZ, F. A. R. Desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.19, n. 1, p.62-71, jan./fev. 2011.
- FIA, R.; VILAS BOAS, R. B.; CAMPOS, A. T. C.; FIA, R. L.; De SOUZA, E. G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.34, n.1, p. 112-113, jan./fev. 2014.
- GALVÃO, A.; MATOS, J. Response of horizontal sub-surface flow constructed wetlands to sudden organic load changes. **Ecological Engineering**, Oxford, v.49, p.123-129, Dez.2012.
- GONZALEZ, F. T.; VALLEJOS, G. G.; SILVEIRA, J. H.; FRANCO, C. Q.; GARCIA, J.; PUIGAGUT, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatan, Mexico: influence of plant species and contact time. **Water SA**, Mérida, v.35, n.3, p. 335–342, Apr. 2009.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 2008.
- KIM, W.; SHIN, S. G.; CHO, K.; LEE, C.; HWANG, S. Performance of methanogenic reactors in temperature phased two-stage anaerobic digestion of swine wastewater. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Osaka, v.114, n.6, p.635-639, Dec. 2012.
- LEE, S.; MANQUIZ, M. C.; KIM, L. H. Characteristics of contaminants in water and sediment of a constructed wetland treating piggery wastewater effluente. **Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v.22, n.6, p.940–945, June 2010.
- LIM, S. J.; FOX, P. A kinetic evaluation of anaerobic treatment of swine wastewater at two temperatures in a temperate climate zone. **Bioresource Technology**, Essex, v.102, n.4, p. 3724-3729, Feb. 2011.
- MATOS, A. T. de; FREITAS, W. S.; BORGES, A. L. C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 6, p. 1179-1188, nov./dez. 2011.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.4, n.2, p.31-45, fev. 2009.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.5, n.2, p.119-132, dez. 2010.
- METCALF, G.; EDDY, L. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd. ed. NewYork: McGraw-Hill, 2003.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta nº 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Belo Horizonte, 07 maio 2008.

OLIVEIRA, R. A. de; SANTANA, A. M. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.178-192, jan./fev. 2011.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79-88, jan. 2010.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F.; OLIVEIRA NETO, A. M. . Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v.33, n.3, p.287-293, 2011.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Comparação de desempenho do tratamento de efluente agroindustrial por UASB e UASB-híbrido. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.9, n.2, p.171-174, abr./jun. 2003.

POACH, M. E.; HUNT P. G.; REDDY, G. B.; STONE, K. C.; JOHNSON, M. H.; GRUBBS A. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands. **Ecological Engineering** Oxford, v.30, n. 1, p.43–50, May 2007.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; LEMOS, A. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.12, n.2, p.77-90, abr./jun. 2004.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v.58, n.5, p.406-411, May 1986.

SILVA, C. L.; BASSI, N. S. S.; NASCIMENTO, D. E. A implementação de políticas públicas pelas instituições públicas de pesquisa: um estudo sobre pesquisas e tecnologias da Embrapa suínos e aves para mitigação do impacto ambiental da suinocultura no oeste catarinense. **Espacios**, Caracas, v.32, n.4, p.10, out./dez. 2011.

URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.2, p.367-378, mar./abr. 2013.

VÁZQUEZ, M. A.; VARGA, D.; PLANA, R.; SOTO, M. Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. **Ecological Engineering**, Oxford, v.50, p.37–43, Jan. 2013.

VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. Lavras: Editora da UFLA, 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA, 1996.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. **Ecological Engineering**, Oxford, v.61, p.582– 592, Dec. 2013.

ZHANG, C.; WANG, Y. Purification effect of subsurface flow constructed wetland on livestock wastewater. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering**, Oxford, v.29, n.17, p.160-168, 2013.