
QUALIDADE DO EFLUENTE DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA VISANDO SEU REUSO

Antonio Teixeira de Matos¹, Wallisson da Silva Freitas², Ronaldo Fia³, Mateus Pimentel de Matos⁴

RESUMO

Objetivou-se com a realização deste trabalho avaliar a qualidade e o potencial reuso de águas residuárias da suinocultura (ARS) após serem submetidas a tratamento em sistemas alagados construídos (SACs). Para isso, foram construídos 5 SACs de 24,0 m x 1,1 m x 0,7 m, impermeabilizados com lona butílica e preenchidos com 0,4 m de brita zero. Nos SAC1, SAC2 e SAC3 cultivou-se taboa (*Typha latifolia* L.), alternanthera (*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.) e capim tifton-85 (*Cynodon dactylon* Pers.), respectivamente. No SAC4, foi plantada a *Alternanthera* no 1º terço, *Typha* no 2º terço e tifton-85 no 3º terço do tanque. O SAC5 não foi cultivado. Após passar por um filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar picado, a ARS foi aplicada nos SACs numa vazão de 0,8 m³ d⁻¹, o que correspondeu a um tempo de residência hidráulica de 4,8 dias. As contagens de *E. Coli* nos efluentes excederam o valor recomendado pela OMS para aplicação irrestrita em fertirrigação agrícola e as concentrações de sólidos em suspensão totais foram indicativas de risco de rápido entupimento de gotejadores, caso sua aplicação seja feita na forma localizada. No entanto, a qualidade da água é compatível para recirculação na limpeza das unidades de criação de suínos e para uso em fertirrigação superficial ou pressurizada, em culturas não consumidas cruas.

Palavras-chave: reciclagem da água, suinocultura, fertirrigação.

ABSTRACT

EFFLUENT QUALITY OF WETLAND USED TO SWINE WASTEWATER TREATMENT FOR REUSE

This object of this research was evaluate the use potential reuse of swine wastewater (SW) after the treatment in constructed wetlands systems (CWs). For this, were constructed five CWs measuring 24.0 m x 1.1 m x 0.7 m and damp-proof with HDPE geomembrane were infilled with 0.4 m of gravel # 0. In CW1, CW2 and CW3 cattail (*Typha latifolia* L.), alternanthera (*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.) and grass tifton-85 (*Cynodon dactylon* Pers.) was cropped, respectively. In CW4, *Alternanthera* was cropped in the 1st part, *Typha* in the second, and Tifton-85 in the third part of the tank, In CW5, no planting was performed. After the filtration process in organic filter infilled with sugarcane bagasse, the SW was applied to CWs at 0.8 m³ d⁻¹ flow rate, corresponding to a hydraulic detention time about 4.8 days. The effluents cannot be applied without restriction in agricultural fertirrigation, because the *E. Coli* counting exceeded the values recommended by the WHO. The high values of total suspended solids could cause fast emitters clogging, when used in trickle irrigation. However, the effluent quality is compatible with swine building hygienization and superficial or pressurized fertirrigation.

Keywords: water recycling, swine production, fertirrigation.

Recebido para publicação em 06/02/2008. Aprovado em 14/07/2009

¹ Engenheiro Agrícola, Professor do Departamento de Engenharia Agrícola/UFV, E-mail: atmatos@ufv.br

² Engenheiro Agrícola, D.S., Professor da Universidade Estadual da Bahia, Campus de Itapetinga, E-mail: wallfreitas@yahoo.com.br

³ Engenheiro Agrícola e Ambiental, Professor do Departamento de Engenharia/UFLA, , E-mail: rfia@vicosa.ufv.br

⁴ Acadêmico do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental, E-mail: mateus.matos@ufv.br

INTRODUÇÃO

Um dos principais desafios mundiais na gestão dos recursos hídricos é conseguir maior produção agrícola com menor quantidade de água, principalmente nas regiões de clima seco. Em áreas de clima árido e semi-árido, culturas irrigadas requerem de 50 a 85% do total da água utilizada (CAPRA & SCICOLONE, 2004).

A competição por água de qualidade entre a demanda crescente do setor doméstico e industrial com o setor agrícola é muito forte, principalmente em regiões populosas de clima seco. Ao mesmo tempo, o aumento da urbanização e das criações de animais em confinamento está produzindo grandes volumes de águas residuárias, que tem se tornado sério problema ambiental em muitos países.

Na suinocultura, além do grande consumo de água para dessedentação dos animais e higienização das baias de criação, a água residuária gerada possui grande potencial poluente. A produção diária de águas residuárias varia de 12 a 15 litros por suíno, sendo que elas contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (MATOS, 2006).

Dentre as soluções simples para tratamento primário/secundário de águas residuárias ricas em material orgânico, como é o caso das provenientes de granjas suinícolas, distingue-se o seu tratamento em sistemas alagados construídos (SACs), por ser uma forma viável e barata de diminuir a carga poluidora da água residuária com possibilidade de produção de espécies vegetais de interesse comercial e/ou alimentar. Estes sistemas podem ser projetados para, utilizando processos naturais, envolvendo vegetação, meio suporte e microrganismos, serem capazes de promover, pelo menos parcialmente, o tratamento de efluentes ou outros tipos de águas de qualidade inferior (USEPA, 2007). Em geral, os SACs removem poluentes por mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, evapotranspiração, volatilização e complexação (MARQUES, 1999; WOOD, 1995).

Esses sistemas apresentam grande capacidade de remoção de SST, bactérias, DBO e nutrientes. Resultados obtidos com SAC na República Tcheca evidenciaram eficiência de remoção de 81%, 89% e 91%, respectivamente para

DQO, DBO e SST (VYMAZAL, 2004). Na Austrália, a média de eficiência de 13 sistemas atingiu 81% e 83% para DBO e SST, respectivamente (DAVISON et al., 2004). No Irã, em clima árido, foram obtidas remoções de 86%, 90% e 89% para DQO, DBO e SST, respectivamente (BADKOUBI et al., 1998). Na Espanha, em região de clima semi-árido, remoções de 63% a 93%, 50% a 88% e 58% a 94% foram obtidas para DQO, DBO e SST, respectivamente (SOLANO et al., 2004). No Brasil, foram obtidas remoções de 48% a 77% e 40% a 81% para DQO e SST, respectivamente (VALENTIM, 2003) e de 76% a 84% para DQO (SOUSA et al., 2000).

A decisão correta de como tratar as águas residuárias, deve levar em consideração os níveis de purificação desejados para seu reuso ou destinação final. Vários aspectos devem ser considerados, no caso de reuso agrícola, incluindo riscos de contaminação do lençol freático pela percolação de nutrientes pelo perfil do solo e riscos à saúde pública (HARUVY, 1997). No reuso da água para a higienização das baias de criação, aspectos microbiológicos e de corrosividade da água em recirculação passam a ser mais importantes.

Considerando a pouca disponibilidade de informações relativas à qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, objetivou-se, com a realização deste trabalho, avaliar a qualidade e o potencial reuso de águas residuárias da suinocultura (ARS), após serem submetidas a tratamento em sistemas alagados construídos (SACs).

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - DEA/UFV, em Viçosa, Minas Gerais.

A água residuária da suinocultura (ARS) usada no experimento foi captada por bombeamento de um tanque de alvenaria de dimensões de 4 x 5 x 2 metros, utilizado para coletar as águas residuárias provenientes da suinocultura da UFV, localizado próximo à referida Área Experimental. Antes de bombear a ARS para a Estação Experimental de Tratamento, fazia-se, por meio de sistemas de registros e tubos, a recirculação da ARS, a fim de homogeneizá-la no tanque.

O experimento foi constituído por cinco SACs com fluxo horizontal subsuperficial construídos paralelamente em valas escavadas no solo, com dimensões de 0,7 m de altura (sendo 0,40 m de substrato), 1,1 m de largura e 24,0

m de comprimento, impermeabilizados com geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD), com espessura de 0,5 mm. Todos os SACs tinham declividade do fundo de 0,005 m⁻¹. O nível da água era mantido rente ao nível do substrato no final dos SACs.

Como meio de suporte, utilizou-se brita 0, a qual apresentou volume de vazios de 48,4% e condutividade hidráulica do meio saturada (Ks) igual a 7.970 m d⁻¹.

A fim de proceder ao tratamento primário, a água residuária, antes de ser aplicada nos SACs, foi submetida à passagem por filtro orgânico com leito de bagaço de cana-de-açúcar picado, seguindo recomendações de Magalhães (2005).

A distribuição dos tratamentos foi feita da seguinte forma: SAC1: totalmente cultivado com Taboa (*Typha latifolia* L.); SAC2: totalmente cultivado com Alternanthera (*Alternanthera philoxeroides* (Mart) Griseb); SAC3: totalmente cultivado com Tifton 85 (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.); SAC4: cultivado no primeiro terço com Alternanthera, no segundo terço com Taboa e no terço final com Tifton-85; e SAC5: sem cultivo de nenhuma espécie vegetal.

Em cada SAC, foram aplicados 0,8 m³ d⁻¹ de ARS filtrada (volume correspondente ao que é produzido por cerca de 8 a 10 animais por dia, considerando a média do plantel), distribuindo-se a aplicação, em igual vazão, ao longo do dia, correspondendo a um tempo de residência hidráulica aproximado de 4,8 dias. Baseado nas análises do efluente dos filtros orgânicos, feitas ao longo do período experimental, o volume aplicado nos SACs correspondeu a uma taxa de aplicação média de 154,8 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO.

As análises do efluente dos filtros orgânicos foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em conformidade com recomendações do Standard Methods (APHA, 1998). As variáveis avaliadas e os respectivos métodos estão descritos a seguir: pH - peagâmetro de bancada; condutividade elétrica (CE) - condutivímetro de bancada; sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) - método gravimétrico; sólidos dissolvidos totais (SDT) - diferença entre os ST e os SST; nitrogênio total (N_{Total}) - processo semimicro Kjeldahl; nitrato (NO₃⁻), - uso do reagente NitraVer5 (Hach). Após digestão nítrico-perclórico da amostra, foram quantificadas as concentrações de fósforo total (P) - espectrofotometria; sódio (Na) e potássio (K), fotometria de chama; cobre (Cu) e zinco (Zn) - espectrofotometria de absorção atômica.

A contagem de coliformes totais e *Escherichia coli* foi feita utilizando-se o método do substrato cromogênico, conhecido comercialmente como Colilert-IDEXX.

A fim de verificar se os valores efluentes dos cinco SACs atendiam às pressuposições da casualidade, aplicaram-se os testes de Bartlett e Lilliefors para verificar a homogeneidade e a normalidade, respectivamente, tomando-se as 11 coletas como repetições. Quando os dados apresentavam homogeneidade de variâncias e normalidade, procedeu-se a análise de variância, seguida do teste Tukey, a 5% de probabilidade, quando havia diferença significativa entre as médias. Nos casos em que os requisitos de homogeneidade ou de normalidade não foram atendidos, utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, para comparar se havia ou não diferença significativa entre os dados (RIBEIRO JÚNIOR, 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados médios das variáveis físicas e químicas analisadas no afluente (efluente dos filtros orgânicos) e nos efluentes dos cinco SACs estão apresentados no Quadro 1. Os valores médios de cada variável avaliada nos efluentes dos cinco SACs não apresentaram diferença estatística (p>0,05) entre si, por essa razão os valores médios foram apresentados no referido quadro.

Os valores de pH nos efluentes dos SACs variou entre 6,6 e 7,4. No caso de recirculação da água para higienização das baias de criação de suínos, o valor próximo à neutralidade pode ser considerado ideal para não proporcionar corrosão de piso e de peças metálicas da construção. Segundo a FAO (1992), o pH, por si só, raramente constitui problema com relação à aplicação de efluentes na agricultura, sendo que os valores ideais devem estar entre 6,5 e 8,4.

Os efluentes dos SACs apresentaram valores médios de CE de 1,39 dS m⁻¹, sendo este valor inferior ao do afluente. Considerando-se a dificuldade na remoção de íons da solução em sistemas de tratamento, os resultados de remoção de 34% nos sais presentes na ARS podem ser considerados muito expressivos. A recirculação da água para higienização das baias deve, no entanto, ser limitada por esta variável, já que, à medida que se aumenta o número de vezes que essa água é recirculada, mais salina e corrosiva ela tende a ficar, o que também pode prejudicar o desempenho dos SACs. Ayers & Westcot (1999) apresentaram a classificação de águas para uso em irrigação, considerando restrição ao seu uso, como

sendo: Nenhum ($CE < 0,70 \text{ dS m}^{-1}$); Ligeiro a Moderado ($0,70 \leq CE \leq 3,0 \text{ dS m}^{-1}$) e Severo ($CE > 3,0 \text{ dS m}^{-1}$). De acordo com essa classificação, os efluentes dos SACs apresentaram, em praticamente todas as coletas, grau de restrição Ligeiro a Moderado para uso em fertirrigação de culturas agrícolas. Caso a aplicação seja planejada de forma a se tornar sustentável, ou seja, não venha trazer prejuízos à qualidade do solo e das águas subterrâneas e ao desenvolvimento das plantas, o aproveitamento agrícola dessas águas, no que se refere a este quesito, é plenamente aceitável e justificável.

Quadro 1. Valores médios obtidos das variáveis analisadas no afluente e nos efluentes dos cinco SACs

Variáveis	Afluente	Efluente
pH	7,1	7,0
CE (dS m^{-1})	2,10	1,39
ST (mg L^{-1})	2.272	863
SDT (mg L^{-1})	1.054	749
SST (mg L^{-1})	1.218	114
N_T (mg L^{-1})	308	129
NO_3^- (mg L^{-1})	1,5	2,5
P (mg L^{-1})	73	36
Na (mg L^{-1})	43	30
K (mg L^{-1})	125	81
Cu (mg L^{-1})	0,50	0,23
Zn (mg L^{-1})	5,20	0,18

A concentração média de sólidos totais (ST) nos efluentes dos SACs (863 mg L^{-1}) pode ser considerada alta, o que se deve, principalmente, à presença de SDT, de difícil remoção em sistemas de tratamento biológico, enquanto reduções de maior magnitude foram obtidas na concentração de SST. Altas concentrações de SDT trazem, segundo Nakayama & Bucks (1991), alto risco de entupimento de gotejadores a serem utilizados para aplicação de águas residuárias para fertirrigação de culturas agrícolas e, segundo classificação apresentada por estes autores, a quantidade de SDT representaria risco potencial médio de entupimento dos gotejadores.

Capra & Scicolone (2004) relataram em suas conclusões que o uso de águas residuárias com conteúdo maior que 78 mg L^{-1} de SST não permite alcançar ótima uniformidade de aplicação ($\geq 90\%$). Torna-se importante, no entanto, ressaltar que problemas de baixa uniformidade de aplicação só devem ocorrer quando o tempo de aplicação for muito grande, o que não deverá ser o caso da aplicação de águas residuárias, se forem aplicadas respeitando-se os critérios estabelecidos com base em fertirrigação agrícola. De qualquer forma, para minimizar o risco de entupimento dos gotejadores pode-se recorrer a duas opções: ou o

aumento no comprimento dos SACs ou a utilização de filtros de areia ou de disco para tratamento prévio do efluente. Caso nenhuma dessas opções seja satisfatória, o efluente pode ser aplicado utilizando-se aspersores de média ou alta pressão ou na forma superficial (sulcos ou corrugação).

A concentração média de nitrato no efluente aumentou de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para $2,5 \text{ mg L}^{-1}$, o que se deve à incorporação de oxigênio, decorrente do transporte deste gás, da zona aérea para as raízes, pelas macrófitas, mas, também, em razão da difusão do gás atmosférico no meio líquido. Apesar disso, os valores de nitrato encontrados nos efluentes dos SACs, estão baixos e segundo FAO (1985), citada por FAO (1992), como são inferiores a 5 mg L^{-1} , não oferecem nenhum grau de restrição quanto ao uso de águas residuárias na agricultura, por não oferecerem risco às plantas. Torna-se, no entanto, importante destacar que outras formas do nitrogênio, tais como a orgânica e amoniacal, ao serem aplicadas no solo, em condições aeróbias neste meio, podem ser convertidas à forma nítrica, na qual pode ser lixiviada, podendo vir a causar sérios riscos de contaminação de águas subterrâneas. Em vista disso, a dose de aplicação desse efluente em fertirrigação deve, também, considerar a disponibilização de N_{total} no solo, de tal forma a se minimizarem os riscos ambientais dessa prática (MATOS, 2006).

A concentração de P nos efluentes dos cinco SACs foi de 36 mg L^{-1} . Entretanto, como a maioria dos solos brasileiros é pobre em P, a aplicação de águas residuárias ricas neste nutriente deverá trazer benefícios às culturas. Comparativamente aos resultados obtidos por outros autores, os SACs utilizados neste trabalho apresentaram alta eficiência na remoção de P (em torno de 50%), em relação ao que foi obtido por outros autores. Tobias (2002), no Brasil, e Stone et al. (2004), nos EUA, trabalhando em SACs cultivados com Taboa para tratamento de ARS, encontraram eficiências muito baixas na remoção de P.

Avaliando-se no que se refere à presença de nutrientes no efluente, Sandri et al. (2007) obtiveram maior produtividade da alface quando no cultivo dela foi aplicado água residuária do que quando foi aplicada água superficial, atribuindo tais resultados à disponibilidade de nutrientes na água residuária, principalmente nitrogênio e fósforo.

Os valores médios de K e Na nos efluentes dos cinco SACs foram, respectivamente, de 81 e 30 mg L^{-1} , os quais podem ser considerados relativamente baixos.

BRASIL et al. (2005), utilizando SACs cultivados com taboa no tratamento de efluente primário de esgoto doméstico obtiveram concentrações entre 5 e 7 mg L⁻¹ de potássio e entre 34 e 35 mg L⁻¹ no efluente de SACs, valores relativamente altos se forem consideradas as baixas concentrações afluentes, que foram de 10,1 e 36,5 mg L⁻¹, respectivamente. Há de se esperar, no entanto, aumento na concentração de Na e K no efluente dos SACs, quando ele for recirculado no processo de limpeza e higienização das baias de criação de suínos. Como já discutido anteriormente, as concentrações destes elementos químicos devem ser monitoradas, o que pode ser facilmente obtido com medição da CE do efluente, para que se minimizem os riscos de corrosão de piso e de materiais metálicos presentes na construção. Caso se opte por uso em fertirrigação de culturas agrícolas, na definição da dose a ser aplicada ao solo, a carga aplicada desses cátions deverá ser considerada, de forma a se prevenir risco de influências negativas sobre a disponibilidade de água no solo (diminuição do potencial osmótico) ou sobre a absorção de outros nutrientes, tal como o cálcio e o magnésio, pelas plantas (LO MONACO, 2005).

O valor médio de sódio encontrado nos efluentes dos SACs é, segundo Ayers & Westcot (1999), adequado para a irrigação, sendo normais concentrações entre 0,0 e 40,0 mg L⁻¹. Os valores máximos (níveis críticos) do sódio na água de irrigação, segundo Trani (2001), estão entre 50 e 70 mg L⁻¹. Segundo Crook (1991), valores de sódio até 70 mg L⁻¹ na água de irrigação, não provoca danos às plantas. Valores maiores levam a absorção excessiva deste íon, especialmente quando o conteúdo de água no solo for inferior a 30 dag kg⁻¹.

Apenas os metais Cu e Zn foram avaliados no efluente, já que são os únicos que são motivo de preocupação, por serem importantes componentes do suplemento dietético de rações e da formulação de antibióticos. Os valores médios de Cu e Zn, obtidos durante o monitoramento dos efluentes dos SACs, foram iguais a 0,23 e 0,18 mg L⁻¹, respectivamente. Segundo a FAO (1992) e a WHO (2006), as concentrações máximas de Cu e Zn em águas a serem aplicadas em cultivo agrícola são de 0,2 e 2,0 mg L⁻¹, respectivamente. Em concentrações superiores a 1,0 mg L⁻¹, o Cu pode se tóxico a grande número de plantas, o mesmo ocorrendo com concentrações de Zn superiores a 2,0 mg L⁻¹. Ainda, segundo WHO (2006), ações sinérgicas entre Cu e Zn têm sido relatadas em certas

espécies de plantas, tais como adsorção e tolerância de metais após a aplicação de águas residuárias. De acordo com Crook (1991), as concentrações limites podem ser, respectivamente, de 5,0 e 10,0 mg L⁻¹ para Cu e Zn, desde que se utilize a fertirrigação em curto prazo e em solos argilosos, neutros ou alcalinos, onde estes elementos são adsorvidos ou precipitados.

A remoção de metais pesados nos SACs pode ser considerada alta, contrariando o que foi obtido por Ye et al. (2001) que, quando utilizou SACs, cultivados com taboa, para o tratamento de água residuária gerada na combustão de carvão, nos EUA, verificaram que as plantas absorveram quantidades relativamente pequenas dos metais presentes nas águas residuárias.

Ainda que a WHO (2006) apresente restrição, no que se refere Cu, para reuso agrícola do efluente dos SACs, entende-se que as concentrações encontradas não sejam impeditivas ao reuso desses efluentes para higienização das baias de criação e nem para fertirrigação de culturas agrícolas. No entanto, embora os efluentes dos SACs tenham apresentado relativamente baixas concentrações de Cu e Zn, sua aplicação em doses excessivas pode resultar em acúmulo no solo, o que pode acarretar intoxicação não só das plantas, mas também nos diferentes níveis da cadeia alimentar. Por esta razão, a carga aplicada desses metais pesados também deverá ser considerada quando da definição da dose a ser aplicada no solo (MATOS, 2006).

No Quadro 2 estão apresentados os valores de contagem de organismos coliformes totais e *E. coli*, avaliados em cinco coletas nos pontos antes do filtro, afluente (0 metros) e efluente (24 metros), e da eficiência de remoção (%) entre afluente e efluente, relativas aos cinco SACs em estudo.

Os valores médios de contagem de organismos coliformes totais e *E. coli*, avaliados em cinco coletas nos efluentes dos SACs, foram iguais a $1,70 \times 10^7$ e $7,93 \times 10^5$ NMP por 100 mL, respectivamente. No que se refere à recirculação da água para higienização das baias de criação de suínos, pode-se promover a cloração da água, de forma a se minimizar possíveis riscos sanitários para o plantel de animais. Há de se considerar também que, como ocorrem perdas significativas de água por evapotranspiração nos SACs, será necessária a complementação do efluente com água de boa qualidade, o que deverá concorrer para decréscimo na contagem de coliformes na água em recirculação.

Quadro 2. Valores de contagem (número mais provável) de coliformes totais e *E. coli* (NMP/100 mL) nos pontos antes do filtro, afluente e efluente e de eficiência de remoção (%) entre afluente e efluente de cada SAC

	Coliformes Totais			<i>E. Coli</i>		
	Afluente	Efluente	% Rem.*	Afluente	Efluente	%
1ª Amostragem	Antes do Filtro			6,50E+06		
	2,60E+07					
	SAC1 (Taboa)	1,17E+07	4,11E+05	96,5	4,32E+06	4,95E+04
	SAC2 (Alternanthera)	1,45E+07	6,87E+05	95,3	5,56E+06	5,29E+04
	SAC3 (Tifton 85)	1,05E+07	6,49E+05	93,8	5,83E+06	9,59E+04
	SAC4 (Misto)	1,13E+07	9,21E+05	91,8	2,99E+06	1,04E+05
	SAC 5 (Testemunha)	1,38E+07	2,22E+05	98,4	4,35E+06	2,01E+04
Média da amostragem			95,2			
2ª Amostragem	Antes do Filtro			1,67E+07		
	4,35E+07					
	SAC1 (Taboa)	3,87E+07	2,42E+06	93,8	1,19E+07	1,73E+06
	SAC2 (Alternanthera)	5,25E+07	1,20E+06	97,7	9,06E+06	2,26E+04
	SAC3 (Tifton 85)	2,38E+07	2,38E+05	99,0	9,85E+06	1,89E+04
	SAC4 (Misto)	2,76E+07	1,92E+05	99,3	9,06E+06	2,75E+04
	SAC 5 (Testemunha)	6,13E+07	8,66E+05	98,6	1,41E+07	7,38E+04
Média da amostragem			97,7			
3ª Amostragem	Antes do Filtro			8,12E+07		
	2,49E+08					
	SAC1 (Taboa)	2,42E+09	1,20E+08	95,0	1,11E+08	4,57E+06
	SAC2 (Alternanthera)	1,99E+09	8,30E+07	95,0	1,20E+08	4,41E+06
	SAC3 (Tifton 85)	1,99E+09	7,56E+07	96,2	1,11E+08	4,04E+06
	SAC4 (Misto)	2,42E+09	5,50E+07	97,7	1,61E+08	2,75E+06
	SAC 5 (Testemunha)	1,99E+09	5,50E+07	97,2	1,09E+08	1,58E+06
Média da amostragem			96,2			
4ª Amostragem	Antes do Filtro			2,68E+07		
	1,99E+08					
	SAC1 (Taboa)	1,55E+08	1,11E+06	99,3	1,73E+07	3,00E+04
	SAC2 (Alternanthera)	2,42E+08	2,42E+07	90,0	1,88E+07	4,10E+04
	SAC3 (Tifton 85)	2,42E+08	1,06E+06	99,6	2,25E+07	2,00E+04
	SAC4 (Misto)	1,55E+08	3,64E+05	99,8	3,13E+07	3,10E+04
	SAC 5 (Testemunha)	2,42E+08	7,85E+05	99,7	3,13E+07	5,20E+04
Média da amostragem			97,7			
5ª Amostragem	Antes do Filtro			4,41E+06		
	3,45E+07					
	SAC1 (Taboa)	1,20E+08	4,10E+05	99,7	4,41E+06	9,70E+04
	SAC2 (Alternanthera)	6,13E+07	5,94E+05	99,0	5,04E+06	0,00E+00
	SAC3 (Tifton 85)	4,11E+07	7,40E+04	99,8	4,35E+06	0,00E+00
	SAC4 (Misto)	9,80E+07	9,70E+04	99,9	4,72E+06	1,00E+04
	SAC 5 (Testemunha)	1,05E+08	1,20E+05	99,9	4,43E+06	0,00E+00
Média da amostragem			99,7			
Média geral	6,25 x 10 ⁸	1,70 x 10 ⁷	97,3	4,79 x 10 ⁷	7,93 x 10 ⁵	98,3

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

Apesar dos SACs terem apresentado consideráveis remoções de poluentes e melhoria na qualidade do efluente, além da *Alternanthera* ter se destacado, dentre todas as espécies vegetais cultivadas, como de maior potencial na remoção de poluentes, não houve significativa influência da espécie vegetal. Além disso, a presença da vegetação não alterou significativamente a qualidade do efluente dos SACs, o que pode estar associado à maior perda de água por evapotranspiração nos SACs cultivados que no SAC não cultivado, o que proporcionou concentração dos solutos. Os resultados obtidos, de certa forma, divergem dos obtidos por outros autores, que encontraram influência da espécie vegetal na qualidade do efluente de SACs. Em avaliação do desempenho das espécies vegetais tropicais tiriricão (*Cyperus* sp.), Taboa (*Typha* sp.), Capim Elefante (*Pennisetum purpureum* Schumach), Capim Amorgoso (*Paspalum intermedium* Munro Ex. Morong), *Panicum* sp., Taioba (*Xanthosoma sagittifolium*), Inhame (*Colocasia esculenta* L.) e Tripa de Sapó (*Alternanthera philoxeroides* Mart.), BRASIL et al. (2007) verificaram que, no geral, apresentou a maior remoção dos nutrientes do meio, quando as raízes foram mantidas em ambiente saturado com ARS, entretanto, o tiriricão apresentou o maior potencial de remoção de sódio e zinco.

Considerando-se o reuso para fertirrigação, segundo as diretrizes propostas Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), esses efluentes deveriam ser aplicados em culturas altamente mecanizadas ou naquelas em que a aplicação seja feita na forma subsuperficial. Considera-se que, caso a aplicação não seja feita por aspersão ou que a parte comercial da planta não seja consumida crua, não haja restrições para aproveitamento agrícola do efluente.

Com os dados obtidos neste trabalho, sugere-se o uso dos efluentes dos SACs na higienização das baias de criação de suínos ou na fertirrigação de algumas culturas agrícolas. No reuso para higienização das baias, o efluente deverá ser clorado para recirculação. No aproveitamento agrícola, se a aplicação for feita de forma localizada, o efluente deverá ser tratado em filtro de areia ou de disco, o que não será necessário se aplicação for feita por aspersão de média ou alta pressão. A aplicação deverá ser feita em culturas agrícolas cujo produto comercial não seja consumido na forma crua. No cálculo das doses de aplicação as concentrações de nitrogênio, sódio, potássio e de metais pesados (Cu e Zn) deverão ser consideradas, a fim de se evitar impactos negativos para solo, águas subterrâneas e plantas pela sua aplicação continuada no solo.

CONCLUSÕES

- A espécie vegetal e nem da presença da vegetação tiveram influência significativa na qualidade do efluente dos SACs;
- Os efluentes dos cinco SACs monitorados podem ser recirculados para higienização das baias e para fertirrigação de culturas agrícolas cujo produto comercial não seja consumido na forma “in natura”;
- A contagem de coliformes fecais (*E. coli*) indica ser necessária a cloração do efluente dos SACs a fim de possibilitar a sua recirculação para limpeza das baias de criação de suínos,
- Os valores de SST encontrados nos efluentes indicaram risco elevado de entupimento de gotejadores, exigindo, dessa forma, seu tratamento em filtros de areia ou de disco, ou se efetuar a aplicação sob média ou alta pressão;
- Apesar das relativamente baixas concentrações de macro e micronutrientes encontradas nos efluentes dos SACs, torna-se necessário o cálculo de doses de aplicação para que aplicação continuada dessa água residuária não traga prejuízos ao solo, águas subterrâneas e águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. ed. Washington. D.C.: APHA [s.n.p.], 1998.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de GHEYI, H.R.; MEDEIROS, J.F.; DAMASCENO, F.A.V. Campina Grande: UFPB, 1999, 153p. (Estudos fao: Irrigação e Drenagem, 29).
- BADKOUBI, A.; GANJIDOUST, H.; GHADERI, A.; RAJABI, A. Performance of subsurface constructed wetland in Iran. **Water Science Technology**, v.38, n.1, p.345-350, 1998.
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SOARES, A.A.; FERREIRA, P.A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Suplemento, p.133-137, 2005

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; FIA, R.; SILVA, N.C.L. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v.15, n.3, 307-315, 2007.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**, v.68, p.135-149, 2004.

CROOK, J. Quality criteria for reclaimed water. **Water Science Technology**, v.24, p.109-121, 1991.

DAVISON, L.; HEADLEY, T.; PRATT, K. Performance and sustainability of small horizontal flow wetlands. In: 6th. International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, 2004. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004. CD-ROM. OC, CD-ROM.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Roma: FAO, 1992. 125p. Irrigation and Drainage, 47.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.66, p.113-119, 1997.

Lo MONACO, P.A. **Fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos**. Viçosa: DEA/UFV, 2005. 96p. (Tese de Doutorado).

MAGALHÃES, M.A.; MATOS, A.T.; DENÍCULI, W.; TINÓCO, I.F.F. Operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, p.472-478, 2005.

MARQUES, D.M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999. p.409-435.

MATOS, A.T. **Disposição de águas residuárias no**

solo. Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas do Estado de Minas Gerais, DEA/UFV, 2006. 141p. (Caderno Didático, 38).

NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. **Irrigation Science**, v.12, p.187-192, 1991.

RIBEIRO JÚNIOR, J.I. **Análises estatísticas no SAEG**, Viçosa: UFV, 2001. 301p.

SANDRI, D.; MATSURA, E.E.; TESTEZLAF, R. Desenvolvimento da alface Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, p. 17-29, 2007.

SOLANO, M.L.; SORIANO, P.; CIRIA, M.P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, v.87, n.1, p.109-118, 2004.

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.C.; COSENTINO, P.R.S.; GUIMARÃES, A.V.A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.1, p.87-91, 2000.

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**, n.23, pp.127-133. 2004.

TOBIAS, A.C. T. **Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados**. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola). Campinas, SP. 2002, 123p.

TRANI, P.E. Hortaliças folhosas e condimentos. In: PEREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B. van; ABREU, C.A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq, FAPESP, POTAFOS, p.293-510, 2001.

USEPA – United State Environmental Protection Agency. Guiding principles for constructed treatment wetlands: Providing for Water Quality and Wildlife

Habitat. EPA 843-B-00-003. <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/constructed.pdf>. Acesso em 31 Mar. 2007.

VALENTIM, M.A.A. Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetlands”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 2003. 210p. (Tese de Doutorado)

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. In: 6th. International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, 2004. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004. CD-ROM. OC, CD-ROM.

WHO - World Health Organization. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. v. 2. Wastewater use in agriculture. http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf. Acesso em 19 Mai. 2007

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, v.32, n.3, p.21-29, 1995.

YE, Z. H.; WHITING, S.; LIN, N., Z., Q.; LYTLE, C., M.; QIAN, J., H.; TERRY, N. Removal and Distribution of Iron, Manganese, Cobalt, and Nickel within a Pennsylvania Constructed Wetland Treating Coal Combustion By-Product Leachate, **Journal of Environmental Quality**, 30, p.1464-1473, 2001.