

BALANÇO DE SÓLIDOS E NUTRIENTES EM SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE FOSSA E TANQUE SÉPTICO

Édio Damásio da Silva Junior¹, Rogério de Araújo Almeida², Elisa Rodrigues
Siqueira³, Ábio Rodvalho da Silva⁴

1. Engenheiro ambiental e mestrando em engenharia do meio ambiente pela Universidade Federal de Goiás. Goiânia – Brasil. E-mail: ediodamasio@gmail.com
2. Engenheiro agrônomo e professor doutor do programa de pós-graduação em engenharia do meio ambiente da Universidade Federal de Goiás. Goiânia – Brasil.
3. Engenheira ambiental e mestrandia em engenharia do meio ambiente pela Universidade Federal de Goiás. Goiânia – Brasil.
4. Graduando em Engenharia Civil pela Pontifícia Universidade Católica de Goiás. Goiânia – Brasil.

Recebido em: 30/09/2013 – Aprovado em: 08/11/2013 – Publicado em: 01/12/2013

RESUMO

Os resíduos de fossas e tanques sépticos (RFTS) devem ser tratados antes de sua disposição no meio ambiente. A utilização de sistemas de alagados construídos (SAC's) surge como tecnologia alternativa, simples e de baixos custos, eficiente e com grande potencial para uso prático. Neste sentido, este trabalho visou estudar o fluxo de sólidos e nutrientes em um SAC para tratamento de RFTS. Foram construídos dois tanques e preenchidos com camadas sobrepostas de brita e areia para aplicação e tratamento dos RFTS. Um tanque foi cultivado com a espécie vegetal Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) e o outro funcionou como testemunha. Foram realizadas análises físico-químicas do resíduo bruto e do tratado de ambos os tanques para calcular a eficiência do tratamento, que levou em consideração as taxas de evapotranspiração dos tanques. O tanque vegetado foi mais eficiente na remoção de sólidos totais, fixos e sedimentáveis, além de fósforo total e nitrogênio amoniacal. Ambos os tanques apresentaram variações em suas eficiências, principalmente em virtude das variadas taxas de aplicação. Devido à elevada carga de nitrogênio amoniacal, o SAC não foi suficiente para atendimento à legislação ambiental, necessitando de tratamento complementar de seu efluente. Observou-se elevado acúmulo de lodo na superfície de ambos os sistemas com maior retenção de umidade no tanque vegetado. Para a operação destes sistemas, recomenda-se o estudo de taxas ótimas de aplicação.

PALAVRAS-CHAVE: Zona de raízes, fitorremediação, balanço de massa

SOLIDS AND NUTRIENTS BUDGET IN CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM FOR TREATMENT OF CESSPIT AND SEPTIC TANK WASTES

ABSTRACT

Cesspits and septic tanks wastes (CSTW) should be treated prior to disposal in the

environment. The use of constructed wetland systems (CWS's) emerges as an alternative technology, simple and low cost, efficient and with great potential for practical use. Thus, this work aimed to study the flow of solids and nutrients in a CWS for treating CSTW. Two tanks were built and filled with overlapping layers of gravel and sand for application and treatment of CSTW. A tank was grown by the plant species Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) and the other worked as control. Physicochemical analyses of crude residue and treated both tanks were made to calculate the efficiency of the treatment, which took into account the evapotranspiration rates of the tanks. The vegetated tank was more efficient in removing total solids, settleable and fixed solids, and total phosphorus and ammonia nitrogen. Both tanks showed variations in their efficiency, mainly due to varying application rates. Due to the high volume of ammonia, the CWS was not enough to compliance with environmental legislation, requiring further treatment of their effluent. A high accumulation of sludge on the surface of both systems with higher moisture in the tank vegetated. For the operation of these systems, it is recommended that the study of optimum rates of application.

KEYWORDS: Root zone, phytoremediation, mass budget

INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios do saneamento ambiental nos países em desenvolvimento é o correto gerenciamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos (RFTS), também conhecidos como lodo de fossa, uma vez que conferem riscos de contaminação ao meio ambiente, principalmente em virtude de sua elevada carga orgânica e de patógenos.

Mediante as dificuldades brasileiras em gerenciar corretamente estes resíduos, alternativas estão sendo estudadas visando desenvolver principalmente seu tratamento e destinação final. Neste sentido, os sistemas de alagados construídos (SAC's) podem se constituir como opção adequada.

Internacionalmente conhecidos como *wetlands* construídas, os SAC's consistem em estruturas projetadas para tratamento de águas residuárias de fontes diversas, em ambientes úmidos e com a presença de vegetação (KADLEC; WALLACE, 2009).

As vantagens de utilização dos SAC's no tratamento de esgoto doméstico estão relacionadas principalmente à sua eficiência na remoção de carga orgânica e aos baixos custos de implantação e operação, sendo recomendada principalmente sua instalação em pequenos núcleos populacionais (BRIX, 1994).

Para o dimensionamento e implantação de um SAC para tratamento de RFTS, são necessários estudos que comprovem sua eficiência e comportamento. Trabalhos como os de LIÉNARD & PAYRASTRE (1996), KOOTTATEP et al. (2004) e SUNTTI, MAGRI & PHILIPPI (2011), atestaram sua real aplicabilidade prática para este fim. Entretanto, estudos mais específicos devem ser realizados para melhor compreensão dos fenômenos ocorridos no tratamento e quais devem ser os parâmetros e critérios de projetos (taxas de aplicação de sólidos, tempo de detenção hidráulica, dimensões).

Neste contexto, o entendimento sobre o comportamento da fração sólida e de nutrientes nos SAC's torna-se de suma importância para o dimensionamento, implantação e operação destes sistemas, visando, sobretudo seu aperfeiçoamento e aplicação às características locais.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o comportamento do fluxo de sólidos e de nutrientes em um sistema de alagado construído projetado para tratamento de resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em área da Estação de Tratamento de Esgoto Dr. Hélio Seixo de Brito, na cidade de Goiânia, Goiás, em coordenadas geográficas 16°37'55" Sul e 49°15'44" Oeste.

Foi construída uma estação experimental, do tipo alagado construído de fluxo subsuperficial vertical descendente, com dois tanques (Figura 1) para tratamento de resíduos de fossas e tanques sépticos (RFTS). Um dos tanques foi vegetado com a espécie Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) e o outro permaneceu sem vegetação, para servir de testemunha.



FIGURA 1 – Vista geral da estação experimental de tratamento de resíduos de fossas e tanques sépticos do tipo alagados construídos.

Os tanques foram escavados no solo, impermeabilizados com lona de PVC e preenchidos com camadas sobrepostas de substrato. Do fundo para a superfície, foram utilizados 40 cm de brita # 1, 15 cm de brita # zero e 10 cm de areia média (Figura 2), totalizando 65 cm de meio suporte. Acima da superfície dos leitos de tratamento foi deixada uma borda livre de 55 cm, destinada a armazenar o resíduo por ocasião das aplicações. Cada tanque possui formato de tronco de pirâmide invertida com dimensões de 3,0 m x 4,0 m de base inferior, 4,15 m x 5,15 m de base superior e 1,20 m de profundidade total.

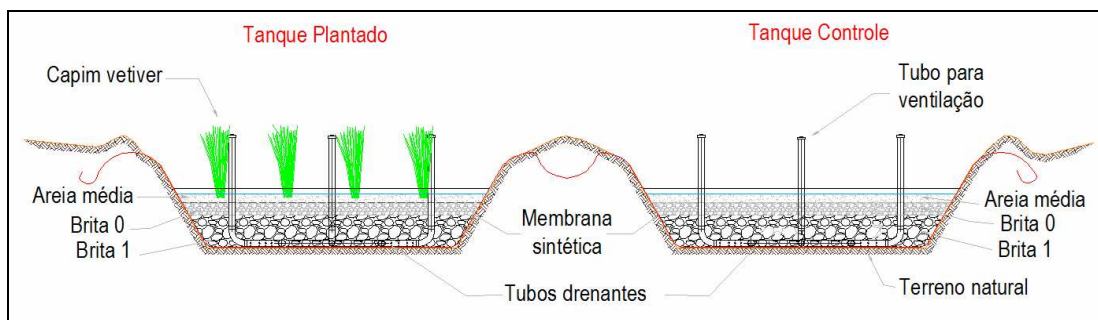


FIGURA 2 – Corte transversal representativo da estação experimental implantada.

Foi construída uma barreira com sacos preenchidos com solo ao redor dos tanques, com vistas a evitar que solo e águas pluviais escoados pelo terreno adentrassem aos tanques.

O tanque plantado recebeu vinte mudas da espécie vegetal Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*), espaçadas 60 cm umas das outras.

No fundo dos tanques foram instalados sistemas conjugados de drenagem de lixiviado e gases, com tubos de ventilação nas extremidades. Foram utilizados tubos de esgoto em PVC, com 75 mm de diâmetro, perfurados longitudinalmente com três linhas de furos de 10 mm, na configuração espinha de peixe, com 1% de declividade.

Na parte externa de cada sistema de drenagem foi instalado um hidrômetro, para medir o volume efluente, uma torneira, para coletas de amostras do líquido tratado, um tubo vertical, para controle do nível interno de líquidos nos tanques e um registro para esvaziamento dos mesmos (Figura 3). O nível de líquidos foi mantido a cerca de 10 cm abaixo da superfície do substrato no intuito de manter o fluxo subsuperficial.

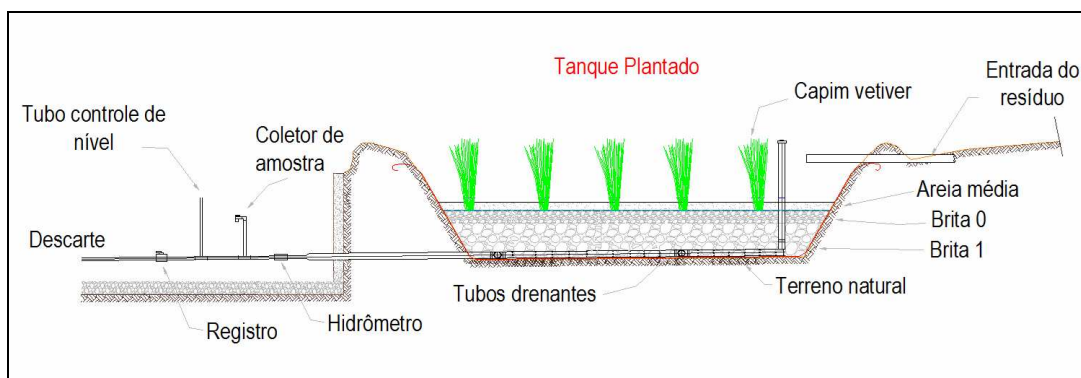


FIGURA 3 – Corte longitudinal representativo do sistema hidráulico da estação experimental de tratamento de resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos.

O funcionamento dos sistemas se deu em bateladas, aplicando-se, em média, 3,3 m³ de RFTS por tanque, semanalmente, mediante o esgotamento de caminhões “limpa fossas”. A taxa média de aplicação de sólidos foi de 34,36 kg ST.m⁻².ano⁻¹ e volumétrica de 0,165 m³.m⁻².semana⁻¹.

O resíduo era disposto em uma caixa receptora onde era gradeado (malha de 2 cm x 2 cm) e escoava por gravidade, igualmente, aos tanques de tratamento.

Dentro dos tanques, o resíduo caía em um bloco de concreto, tendo sua

energia dissipada, se espalhava pela superfície e infiltrava lentamente. O material sólido era filtrado e se acumulava na superfície dos leitos a cada aplicação. A parte líquida percolava preenchendo os espaços vazios do substrato, até atingir o nível de controle. O volume excedente era drenado pelo tubo de controle de nível e mensurado pelos hidrômetros.

Após seis dias da aplicação, procedia-se ao esvaziamento dos leitos de tratamento, mediante abertura dos registros. Assim, o tempo de detenção hidráulica foi de seis dias. Os líquidos eram totalmente drenados e seus volumes medidos pelos hidrômetros. No dia seguinte era realizada nova aplicação. O ciclo se repetiu por um período de 98 dias consecutivos, totalizando 14 aplicações.

Para avaliação do balanço de massa associado a cada tanque, foram realizados procedimentos para aferição dos volumes de entrada e saída dos tanques, bem como dos teores de sólidos e nutrientes.

O cálculo de eficiência do sistema no tratamento do RFTS considerou a remoção da carga poluidora (volume vezes concentração do atributo), conforme sugerido por ALMEIDA & UCKER (2011) (Equação 1).

$$Ef (\%) = 100 \times [(C_e \times V_e) - (C_s \times V_s)] / (C_e \times V_e) \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo:

$Ef (\%)$ = eficiência percentual de remoção da carga poluidora de determinado atributo;

C_e = concentração afluente do atributo;

C_s = concentração efluente do atributo;

V_e = volume afluente;

V_s = volume efluente.

Os volumes afluentes foram estimados mediante a pesagem dos caminhões, antes e após o processo de descarga. Com isso, obteve-se o valor da massa esgotada. Coletaram-se amostras do resíduo para avaliação da sua massa específica e posteriormente, cálculo do volume de RFTS de entrada nos tanques. A precipitação pluviométrica, também considerada no volume de entrada, foi medida por um pluviômetro, instalado ao lado dos tanques de tratamento. Calcularam-se os volumes precipitados para cada ciclo de operação.

Com base nos dados de precipitação e da área superficial de cada tanque, calcularam-se os volumes de contribuição de água da chuva para cada um destes.

Os volumes efluentes aos sistemas foram medidos pelos hidrômetros instalados na saída de cada tanque. Foram utilizados hidrômetros padrão tipo B ($7,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), que mediam tanto o líquido drenado por ocasião do esgotamento dos tanques, quanto o líquido extravasado pela tubulação de controle de nível.

Os teores de sólidos e nutrientes afluentes e efluentes ao sistema foram analisados segundo APHA; AWWA; WPCF (2005). Foram analisados os parâmetros sólidos totais, fixos, voláteis e sedimentáveis, e os nutrientes nitrogênio amoniacal e fósforo total. Os valores de umidade e altura do lodo acumulado na superfície de cada tanque também foram medidos.

A água retida na camada superficial dos tanques foi calculada mediante análise do teor de umidade do lodo acumulado utilizando-se o método proposto pela EMBRAPA (1997). Cada amostra levada ao laboratório foi constituída por 5 sub-

amostras coletadas de maneira aleatória em cada tanque com intervalos de coleta de 3 semanas.

Para medição da altura de lodo acumulada a cada aplicação, utilizou-se de uma régua graduada. Foi calculada a média aritmética de 10 medições, realizadas de maneira aleatória, em cada tanque, antes de cada nova aplicação do resíduo.

Tanto a umidade como a altura da camada de lodo acumulada na superfície dos tanques foram monitoradas por 4 semanas após a última aplicação do resíduo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização do resíduo bruto afluente ao sistema apresentou valores típicos conforme descritos na literatura, com destaque para a elevada variabilidade e falta de normalidade dos dados (Tabela 1).

TABELA 1 – Caracterização do resíduo bruto afluente ao sistema de tratamento.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Fósforo total (mg.L^{-1})	20,70	0,20	6,76	0,90
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	274,40	37,80	108,08	99,40
Sólidos totais (mg.L^{-1})	26.320,00	488,00	5.635,73	2.471,00
Sólidos fixos (mg.L^{-1})	12.171,00	136,00	2.481,00	924,00
Sólidos voláteis (mg.L^{-1})	21.782,00	352,00	4.662,73	1.646,00
Sólidos sedimentáveis (ml.L^{-1})	470,00	0,40	89,78	45,50

De forma geral, o RFTS bruto apresentou elevados valores de sólidos totais, bem acima dos característicos do esgoto sanitário que variam entre 370 mg.L^{-1} e 1.160 mg.L^{-1} . Destacam-se também os elevados teores de nitrogênio amoniacal comparados com a literatura, que oscilam entre 10 mg.L^{-1} e 50 mg.L^{-1} . Já as concentrações de fósforo total estiveram na média em comparação ao esgoto sanitário comum (JORDÃO; PESSOA, 2011).

A variabilidade do teor de sólidos no resíduo bruto foi tão elevada que não foi possível estabelecer uma taxa fixa de aplicação de sólidos. Ao longo da pesquisa, esta variou de $4,49 \text{ kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ a $100,17 \text{ kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Desta maneira, torna-se difícil estabelecer e operar um SAC's segundo aplicação constante de sólidos de RFTS. Por outro lado, os sistemas alagados são bastante resistentes a variações nas taxas de aplicação, não implicando em perdas significativas em sua eficiência.

Ao serem aplicados no SAC, os RFTS sofreram interações físico-químicas e biológicas com o meio, alterando sua concentração efluente de sólidos e nutrientes.

Os resultados das análises laboratoriais dos efluentes tratados pelos tanques controle e plantado são apresentados nas Tabelas 2 e 3, respectivamente.

TABELA 2 – Caracterização do efluente tratado pelo tanque controle.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Fósforo total (mg.L^{-1})	3,49	0,01	1,17	0,08
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	226,80	21,28	73,78	58,80
Sólidos totais (mg.L^{-1})	6.229,00	483,50	1.472,35	938,00
Sólidos fixos (mg.L^{-1})	5.671,00	381,00	1.177,68	620,00
Sólidos voláteis (mg.L^{-1})	558,00	80,00	294,67	241,00
Sólidos sedimentáveis (ml.L^{-1})	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

TABELA 3 – Caracterização do efluente tratado pelo tanque plantado.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	2,60	0,02	0,87	0,14
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	229,60	38,08	99,55	98,00
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	5.788,00	415,00	1.556,75	893,00
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	5.256,00	280,00	1.254,19	661,00
Sólidos voláteis (mg.L ⁻¹)	676,00	10,00	291,79	235,80
Sólidos sedimentáveis (ml.L ⁻¹)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Ambos os tanques apresentaram considerável remoção de sólidos totais e sedimentáveis, devido principalmente à presença da camada filtrante de areia e brita nos dois sistemas. Da mesma forma reduziram-se os teores de sólidos fixos e voláteis, além dos nutrientes em estudo.

Tendo em vista os padrões de lançamento de efluentes de esgoto sanitário em curso hídrico, estabelecidos pela resolução nº 430 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2011), tanto o SAC como o sistema controle sempre apresentaram tratamento suficientes para o teor de sólidos sedimentáveis e remoção não satisfatória para o nitrogênio amoniacal total. Os demais parâmetros em estudo não são contemplados por esta resolução.

As concentrações de nitrogênio amoniacal total no efluente de ambos os sistemas variaram bastante, apresentando valores médios sempre superiores aos 20 mg.L⁻¹ estabelecidos pela legislação ambiental. Isso implica na necessidade de tratamento complementar do efluente com vistas à remoção deste nutriente. Talvez a adoção de maiores tempos de detenção hidráulica possa aumentar a eficiência na remoção deste atributo.

De forma geral, as concentrações de saída do tanque controle sempre foram menores do que as do SAC. Entretanto, deve-se destacar que a eficiência de ambos os sistemas devem contemplar seu balanço hídrico e os valores de evaporação (tanque controle) e evapotranspiração (tanque plantado), conforme sugerem ALMEIDA & UCKER (2011).

As eficiências do tratamento em cada sistema considerando a evapotranspiração do tanque plantado e a evaporação do tanque controle são apresentadas nas Tabelas 4 e 5.

TABELA 4 – Eficiência no tratamento do efluente pelo tanque controle.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Fósforo total (%)	99,96	16,17	81,91	89,98
Nitrogênio amoniacal (%)	75,32	17,96	44,10	40,85
Sólidos totais (%)	98,54	-51,84	51,60	56,35
Sólidos fixos (%)	98,41	-344,93	3,62	49,89
Sólidos voláteis (%)	98,81	12,34	73,52	87,23
Sólidos sedimentáveis (%)	99,98	73,87	97,19	99,81

TABELA 5 – Eficiência no tratamento do efluente pelo tanque plantado.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
Fósforo total (%)	99,50	83,11	91,76	90,69
Nitrogênio amoniacal (%)	90,58	-20,50	36,47	48,98
Sólidos totais (%)	98,02	5,34	65,30	67,86
Sólidos fixos (%)	98,86	-137,28	32,83	58,05
Sólidos voláteis (%)	99,91	60,83	84,56	86,04
Sólidos sedimentáveis (%)	99,99	88,53	98,68	99,88

Em ambos os tanques observaram-se eficiências negativas durante alguma semana de estudo, quando a concentração de saída foi superior à de entrada. Destacam-se os parâmetros sólidos totais e fixos, para o sistema controle, e nitrogênio amoniacal e sólidos fixos para o SAC.

A ocorrência de eficiências negativas sugere a correlação entre as aplicações. Ou seja, o resultado de determinada semana de estudo foi influenciado pelas cargas aplicadas anteriormente. Esta interdependência entre as aplicações pode ser em virtude da carga aplicada, da atividade biológica do meio ou das condições climáticas.

Levando-se em consideração apenas os valores de mediana, uma vez que observou-se elevada variabilidade nos resultados de ambos os tanques e os valores médios foram desviados em função de eficiências negativas, observa-se que a porcentagem de remoção de todos os atributos foram maiores para o SAC do que para o sistema controle.

No SAC, a eficiência de remoção de fósforo total e sólidos sedimentáveis sempre estiveram acima de 80%. Já os valores de sólidos totais apresentaram média e mediana de 65,30% e 67,83% de remoção, respectivamente. Entretanto, como variabilidade de 5,34% a 98,02%. A remoção de sólidos voláteis sempre apresentaram valores gerais acima de 60% e mediana de 84,56%, fato que se justifica pela alta atividade biodegradante do SAC. Por fim, os atributos nitrogênio amoniacal total e sólidos fixos apresentaram redução de 48,98% e 58,05%, respectivamente nos valores medianos. Por outro lado, os resultados gerais destes também apresentaram elevada dispersão e variabilidade.

O SAC não se mostrou suficiente para remoção do teor de nitrogênio amoniacal, principalmente em função da elevada carga de entrada e pelas limitações da espécie vegetal. Já a baixa redução de sólidos fixos se deu em função da mineralização dos sólidos no SAC (e consequente aumento de sólidos fixos) e pela contribuição de materiais inertes presentes no substrato.

No sistema controle a eficiência de remoção de fósforo total apresentou eficiência mediana próxima a 90%, mas com valor mínimo de 16,17%. O teor de sólidos sedimentáveis sempre se reduziu a valores acima de 70%. As eficiências na remoção de sólidos totais foram, em sua maioria, acima de 50%. Entretanto, apresentaram elevada variabilidade entre valores negativos e positivos. A remoção de sólidos voláteis teve como mediana o valor de 87,23%, porém com baixa eficiência (12,34%) em determinadas semanas. A remoção de nitrogênio amoniacal total apresentou mediana próxima a 40%, mas sem valores negativos. Com relação aos sólidos fixos, a remoção mediana foi em torno de 50%, mas com alta variação dos resultados e valores negativos.

Com o realizar das aplicações, a camada superficial de lodo aumentou (Figura 4) em ambos os tanques em função da alta concentração de sólidos aplicada e retenção de umidade pelo sistema.

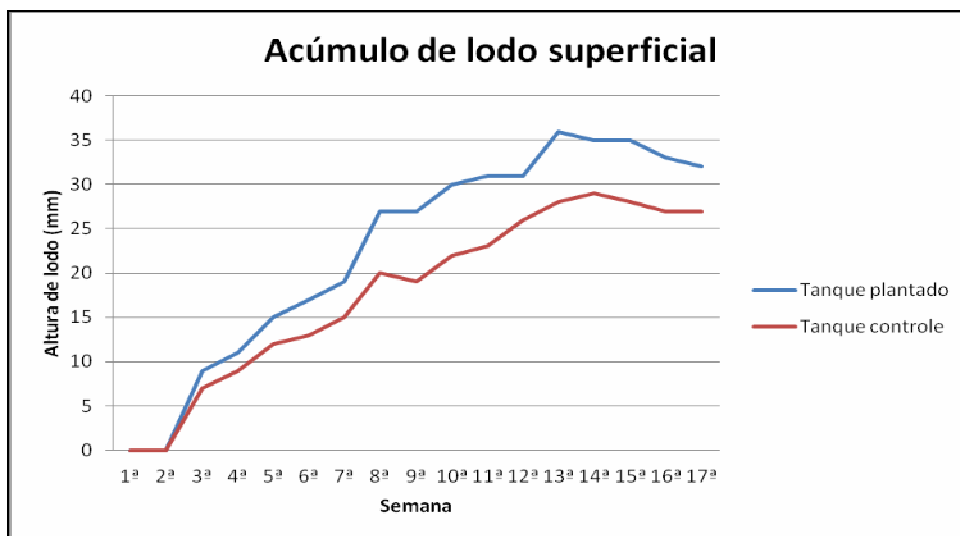


FIGURA 4 – Variação da altura de lodo superficial acumulado ao longo das aplicações.

O acúmulo médio de lodo no SAC foi de cerca de 1,1 cm ao mês, o que corresponderia a pouco mais de 13 cm acumulados no período de 1 ano. Estes valores médios devem ser considerados no dimensionamento do sistema, principalmente na altura da borda livre do tanque, que levará em questão o horizonte de projeto adotado. A Figura 5 destaca o acúmulo de sólidos na superfície do SAC e do sistema controle.



FIGURA 5 – Acúmulo de lodo no SAC (esquerda) e no tanque controle após algumas semanas de aplicações do RFTS.

Após todas as aplicações, estimou-se que cada tanque recebeu cerca de 183,11 kg de sólidos totais. Destes, cerca de 67,86% para o SAC e 56,35% para o tanque controle, foram retidos em ambos os sistemas, contribuindo para a formação da camada de lodo superficial.

A maior altura da camada de lodo no SAC em relação ao sistema plantado se deu em virtude principalmente da presença da vegetação que propiciou sombreamento (menor exposição solar) e maior retenção de umidade no lodo.

A umidade em ambos os sistemas variaram bastante em função de fatores como a carga aplicada, o tempo de estudo, condições climáticas e outros. Entretanto, após a última semana de aplicação, a camada de lodo do SAC apresentou teor de umidade de cerca de 88% enquanto a do tanque controle foi próximo a 62%. Cerca de um mês após a última aplicação, sem que houvesse

precipitação considerável, os teores de umidade foram de 9% e 4% para o SAC e sistema controle, respectivamente.

CONCLUSÕES

O sistema de alagados construídos (SAC) em estudo apresentou-se com eficiência superior ao tanque controle, segundo valores medianos, em todos os parâmetros estudados, com exceção aos sólidos voláteis. A menor presença de sólidos voláteis no efluente do SAC se deu em virtude do melhor processo de bioestabilização da matéria orgânica realizada pelo sistema com plantas em relação ao controle.

A presença das plantas foi fundamental para remoção de nutrientes do RFTS, uma vez que mecanismos como absorção, adsorção, volatilização, nitrificação, desnitrificação e outros, estiveram atuantes durante o tempo de tratamento.

Em determinadas ocasiões ocorreram eficiências negativas, ou seja, em que a concentração de saída de determinado atributo foram maiores do que a de entrada. Este fenômeno se deu para nitrogênio amoniacal total e sólidos fixos, para o SAC, e sólidos totais e fixos, para o sistema controle.

Em termos legais, ambos os sistemas apresentaram padrões de lançamento satisfatórios de efluente tratado em corpos hídricos para os valores de sólidos sedimentáveis e inadequados para nitrogênio amoniacal total. Isto sugere a limitação do uso deste SAC segundo a remoção de elevados teores de nutrientes.

Ao longo das aplicações ambos os sistemas acumularam sólidos (lodo) em sua superfície, aumentando a cada semana. A altura do lodo sempre foi maior no SAC do que a do tanque controle, principalmente em virtude da maior retenção de umidade e menor exposição solar.

Para elaboração e implantação de projetos de SAC, devem ser levadas em consideração a taxa de acúmulo de lodo e a variabilidade da eficiência do sistema ao longo do tempo e das taxas de aplicações.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pela concessão de recursos financeiros e à Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO) pelo apoio e parceria.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 39-45. 2011.

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association e WPCF – Water Pollution Control Federation, 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. Washington, DC.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science Technology**, v.29, nº4, 1994.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº430** 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.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. **Manual de métodos de análise do solo**. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, 1997, 212 p.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. ABES. 6ª edição, Rio de Janeiro, RJ, 2011.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Taylor & Francis Group, 2ª ed, 2009.

KOOTTATEP, T. et al. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate –Lessons learnt after seven years of operation. In: **9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control**, Avignon, France, 2004.

LIÉNARD, A.; PAYRASTRE, F. Treatment of sludge from septic tanks in a reed-bed filters pilot plants. In: **5º International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Vienna, Austria, 1996.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.16, nº1, 2011.