

## DESEMPENHO DE SISTEMA FILTRO ANAERÓBIO-SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO PARA O TRATAMENTO DAS ÁGUAS DO PROCESSAMENTO DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO: II - REMOÇÃO DE NUTRIENTES E COMPOSTOS FENÓLICOS

Ronaldo Fia<sup>1</sup>; Antonio T. de Matos<sup>2</sup>; Fátima R. L. Fia<sup>3</sup>; Mateus P. de Matos<sup>4</sup>; Túlio F. Lambert<sup>4</sup>; Felipe S. Nascimento<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Engenheiro Agrícola e Ambiental, Pós-Doutorando em Engenharia Agrícola, DEA/UFV, ronaldo.fia@ufv.br.

<sup>2</sup> Engenheiro Agrícola, Professor Associado do Departamento de Engenharia Agrícola/UFV, atmatos@ufv.br

<sup>3</sup> Engenheira Agrícola, Doutoranda em Engenharia Agrícola/UFV, fatima.luiz@ufv.br

<sup>4</sup> Graduandos em Engenharia Agrícola e Ambiental/UFV, mateus.matos@ufv.br; tulioflambert@hotmail.com; felipskt@yahoo.com.br

**RESUMO:** Três sistemas de tratamento, compostos por filtros anaeróbios com escoamento ascendente seguidos por sistemas alagados construídos (SACs), foram avaliados em relação à capacidade de remoção de nutrientes e compostos fenólicos, no tratamento da água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro (ARC). Os filtros foram confeccionados em PVC (1,5 m de altura e 0,35 m de diâmetro) e preenchidos com brita nº 2 e os SACs foram constituídos por caixas de madeira (1,5 m de comprimento, 0,4 m de altura e 0,5 m de largura) impermeabilizados por geomembrana de PEAD e preenchidos com brita “zero”. A ARC teve o pH corrigido com cal até valores próximos a 7,0 e a concentração de nutrientes alterada de forma a se obter uma relação DBO/N/P igual a 100/5/1. Como resultado, observou-se que a grande oscilação na carga hidráulica e orgânica fez com que os sistemas de tratamento utilizados neste trabalho operassem de forma instável. O aumento nas taxas de carga orgânica e, consequentemente de nutrientes e compostos fenólicos, aplicada aos sistemas, proporcionou decréscimo na eficiência de remoção dos compostos avaliados nos três sistemas. Os tempos de residência hidráulica superiores a 160 h, a que foram submetidos todos os sistemas de tratamento, durante a fase III, não proporcionaram maiores eficiências de remoção, quando comparadas a fase I, pois o tempo de recuperação dos sistemas mostrou-se insuficiente. O sistema F<sub>1</sub>+SAC<sub>1</sub>, que recebeu a menor carga orgânica, apresentou desempenho satisfatório no que se refere à remoção de N e P, que foi maior que 50%.

**Palavras-Chave:** Filtros anaeróbios, sistemas alagados construídos, compostos fenólicos, café.

## PERFORMANCE OF ANAEROBIC FILTER SYSTEM-CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM FOR TREATMENT OF WASTEWATER FROM COFFEE FRUIT PROCESSING I: REMOVAL OF NUTRIENTS AND PHENOLIC COMPOUNDS

**ABSTRACT:** Three water treatment systems, composed of upward flow anaerobic filters followed by constructed wetland systems (SACs), were evaluated in relation to nutrient and phenolic compound removal during treatment of wastewater from coffee fruit processing (ARC). The filters were constructed of PVC (1.5 m in height and 0.35 m in diameter) and filled with n. 2 crushed stone; SACs were constructed of wood boxes (1.5 m long, 0.4 m high and 0.5 m wide), made impermeable using a HDPE geomembrane and filled with “zero” crushed stone. The pH of the ARC was corrected with lime to values near 7.0 and nutrient concentration altered in order to obtain a BOD/N/P ratio equal to 500/5/1. It was observed that large oscillations in the hydraulic and organic loads made the treatment systems used in this work operated unstably. Increase in the organic loading rate and, consequently nutrients and phenolic compounds, applied to the systems caused decreases in the removal efficiency of the evaluated compounds in the three systems. Hydraulic retention times greater than 160h, which were submitted to all treatment systems during phase III, did not cause better removal efficiencies when compared to phase I since the recovery time of the systems showed to be insufficient. The F<sub>1</sub>+SAC<sub>1</sub> system, which received the smallest organic load, presented satisfactory performance in referral to N and P removal, which was greater than 50%.

**Keywords:** Anaerobic filters, constructed wetland systems, phenolic compounds, coffee.

## INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor mundial de grãos de café, entretanto, para que se possa obter boa rentabilidade na atividade, é necessário melhorar a qualidade da bebida proporcionada pelo produto, sem elevar os custos de processamento e secagem dos grãos. O processamento via úmida dos frutos do cafeeiro é uma alternativa, no entanto, gera grande quantidade de águas residuárias (ARC), ricas em material orgânico em suspensão e constituintes orgânicos e inorgânicos em solução, de grande poder poluente (Matos *et al.*, 2001) que, necessariamente, devem ser tratadas antes do seu lançamento em corpos hídricos receptores.

Sistemas de tratamento biológico têm sido estudados para o tratamento dessas águas residuárias. No entanto, a ARC apresenta desequilíbrio entre a quantidade de matéria orgânica e nutrientes (Fia *et al.*, 2007), se assemelhando às águas residuárias industriais. Desta forma, para que seja melhorado o desempenho dos sistemas biológicos de

tratamento é necessário que se faça a correção nutricional dessas águas antes de seu tratamento (Jordão & Pessoa, 1995).

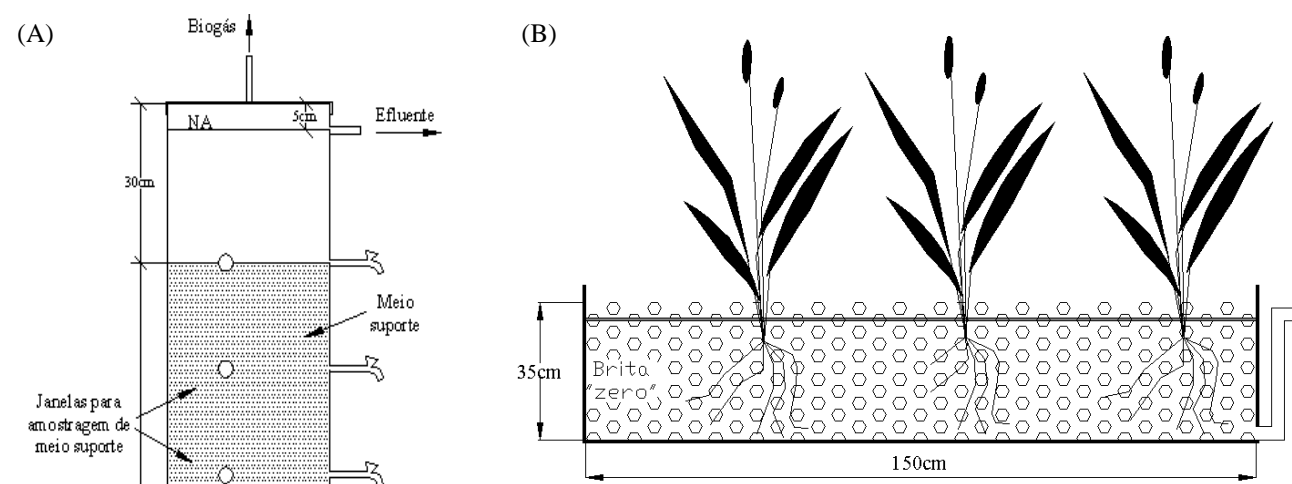
Além dessas características, a ARC apresenta compostos fenólicos, os quais são considerados resistentes à biodegradação no ambiente, o que pode reduzir a eficiência do processo biológico de tratamento. Parte dos compostos fenólicos pode ser removida pela adição de cal, formando precipitados à base de cálcio (Sarasa *et al.*, 1998). Mesmo assim, sistemas anaeróbios tem se mostrado capazes de proporcionar a degradação desses compostos (Sancinetti *et al.*, 2003). De acordo com Henze & Harremões (1983), dentre os reatores anaeróbios, os de leito fixo são geralmente mais resistentes aos efeitos tóxicos dos fenóis, por apresentarem a camada de material suporte fixa, o que lhes confere menor suscetibilidade à perda de biomassa.

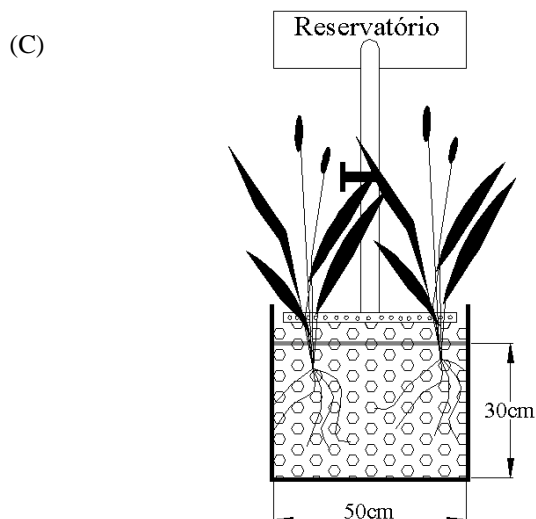
Desta forma, no presente trabalho, objetivou-se estudar o desempenho de sistemas de tratamento compostos por filtros anaeróbios seguidos de sistemas alagados construídos (SACs), submetidos a diferentes cargas orgânicas, em relação à remoção de nutrientes e compostos fenólicos das águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Área de Pré-Processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. Foram confeccionados três filtros anaeróbios, utilizando-se segmentos de tubo de PVC, de 0,35 m de diâmetro e comprimento de 1,5 m, com capacidade total de 139,5 L (Figura 1). Essas unidades foram preenchidas com meio suporte (brita de granito-gnaiss nº 2), perfazendo-se colunas de 1,0 m de altura sobre o fundo falso, o qual se encontrava distante a 0,2 m do fundo. Como inóculo, essencial para dar a “partida” nos reatores, foram utilizados 50 L de lodo proveniente do tanque anaeróbio de tratamento dos efluentes da suinocultura da UFV.

Os efluentes dos três filtros ( $F_1$ ,  $F_2$  e  $F_3$ ) foram lançados, respectivamente, em três SACs ( $SAC_1$ ,  $SAC_2$  e  $SAC_3$ ) de escoamento subsuperficial horizontal, construídos em escala piloto, constituídos por caixas (0,4 m de altura x 0,5 m de largura x 1,5 m de comprimento) de madeira de pinus, impermeabilizadas por geomembrana de PEAD, posicionadas sobre o solo em declividade de  $0,01 \text{ m m}^{-1}$  (Figura 1). Como meio suporte, utilizou-se brita nº “zero” (diâmetro  $D_{60} = 7,0 \text{ mm}$  e volume de vazios inicial de  $0,491 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Os SACs foram preenchidos com a brita até a altura de 0,35 m, deixando-se uma borda livre (não saturada) de 0,05 m, já que nível d’água foi mantido em 0,30 m. Em cada SAC, foi plantada, nos primeiros 0,75 m do leito, a espécie alternantera (*Alternanthera phytolerooides*) e nos últimos 0,75 m a taboa (*Typha sp.*).





**Figura 1.** Esquema dos filtros anaeróbios (A) e corte longitudinal (B) e transversal (C) dos SACs.

O sistema foi operado sob temperatura ambiente e avaliado durante 130 dias, compreendendo os meses de junho a outubro, sendo divididos em três fases de operação, no tratamento da ARC, por períodos de 42, 46 e 42 dias, respectivamente. No período referente à partida do sistema, também denominada de primeira fase de operação, os filtros foram alimentados, simultaneamente, com o mesmo afluente (ARC diluída, na qual o pH foi corrigido com cal hidratada para valores próximos a 7,0). A partir da segunda fase, houve aumento diferenciado na carga orgânica aplicada nos filtros, tomando-se como referência a DQO. A aplicação da ARC em F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub> foi feita de forma diluída, nas proporções de 50 e 75% (v/v), respectivamente, enquanto F<sub>3</sub> recebeu ARC sem diluição, sendo o tempo de residência hidráulica (TRH) mantido constante. A partir da segunda fase, além da correção do pH, fez-se a correção nutricional da ARC com uréia e superfosfato simples, para que se pudesse alcançar a proporção 100/5/1 de DBO/N/P. Na terceira fase, mantiveram-se as mesmas proporções de ARC na alimentação dos três filtros, entretanto, reduziu-se o TRH dos filtros e dos SACs pela metade.

Durante a primeira fase de condução do experimento, utilizou-se ARC proveniente da Área de Pré-processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas da UFV, produzida numa proporção de 5,5 litros de água para cada litro de fruto processado, pois não havia recirculação da água no processo. Na segunda e terceira fase de condução do experimento, a ARC foi proveniente do Sítio Jatobá, propriedade agrícola situada a 12 km da cidade de Viçosa, onde o consumo médio de água era de 2,5 L L<sup>-1</sup> de grãos processados, pois havia recirculação da água no processo. Os grãos eram lavados e descascados/despolidos, tendo parte da polpa removida. Os valores médios e desvio padrão das características operacionais dos filtros anaeróbios e dos SACs estão apresentados na Tabela 1.

Semanalmente, foram coletadas amostras afluentes e efluentes dos filtros e efluentes dos SACs para avaliação do potencial hidrogeniônico (pH); concentração de potássio total (K), por fotometria de chama; fósforo total (P), por espectrofotometria (APHA *et al.*, 1998) e cálcio trocável (Ca) (Grasshoff *et al.*, 1983). Determinou-se o nitrogênio total (N) pelo método semi-micro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, adaptado de Kiehl (1995) e os compostos fenólicos totais (F<sub>T</sub>) (Folin & Ciocalteu, 1927).

Para efeito de análise estatística dos dados do monitoramento, considerou-se um delineamento inteiramente ao acaso, com três sistemas (F+SAC) e 3 fases e com o número de repetições igual ao do número de amostragens. Procedeu-se, então, a análise de variância e as médias comparadas utilizando-se o teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade.

**Tabela 1.** Características operacionais dos filtros anaeróbios e dos sistemas alagados construídos.

Fases	Variáveis	F <sub>1</sub>	SAC <sub>1</sub>	F <sub>2</sub>	SAC <sub>2</sub>	F <sub>3</sub>	SAC <sub>3</sub>
I	Q	0,052±0,018	0,048±0,005	0,053±0,020	0,049±0,004	0,049±0,023	0,049±0,008
	TRH	33,5±10,9	58,7±7,4	32,3±9,1	57,6±5,0	37,1±12,2	58,6±9,9
	COV	1,49±0,61	-	1,82±0,73	-	1,77±0,95	-
	TCO <sub>A</sub>	-	1.058±586	-	805±280	-	798±409
II	Q	0,050±0,017	0,056±0,018	0,051±0,016	0,048±0,010	0,047±0,015	0,050±0,012
	TRH	35,1±12,8	54,4±13,7	34,2±11,5	61,0±13,4	37,2±12,2	59,5±14,2
	COV	5,60±2,26	-	8,30±2,55	-	12,99±6,84	-
	TCO <sub>A</sub>	-	3.597±1.165	-	6.006±1.635	-	9.092±4.559
III	Q	0,031±0,011	0,027±0,007	0,029±0,007	0,023±0,005	0,032±0,011	0,025±0,005
	TRH	56,4±18,4	111,8±27,0	56,9±13,7	126,7±24,1	54,1±16,1	114,7±22,5
	COV	1,69±0,57	-	3,24±0,88	-	3,86±1,27	-
	TCO <sub>A</sub>	-	1.507±213	-	2.2579±793	-	3.043±1.076

Q – vazão (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>); TRH - tempo de residência hidráulica (h); COV – carga orgânica volumétrica (kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO); TCO<sub>A</sub> – Taxa de carga orgânica tomada com base na área superficial (kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO). Foram coletadas 5 amostras em cada fase para cálculo da COV e TCO<sub>A</sub>, a Q e o TRH foram monitorados diariamente.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observa-se, na Tabela 2, elevação nas concentrações de N, nas fases II e III, e de P, na fase II, devido à correção nutricional da ARC com adubos comerciais à base de uréia e superfosfato simples. Na fase III, mesmo com adição de superfosfato simples, houve decréscimo na concentração de P. Acredita-se que as maiores eficiências de remoção de P nas fases II e III (Tabela 3) foram devidas à reação da cal, adicionada para correção do pH afluente ao filtro, com o P presente no afluente, formando fosfato de cálcio que é um sal de baixa solubilidade, tal como observado por Tanaka *et al.* (2007). Entretanto, parte da remoção pode ser atribuída, também, a processos de absorção pelos microrganismos, sedimentação, adsorção ao material suporte e precipitação que ocorrem no sistema (Reddy & D'Angelo, 1997).

As maiores concentrações médias de N, P, K e Ca nos efluentes, em relação aos afluentes, durante a fase I, podem ser justificadas pela elevada concentração destes elementos no lodo (suinocultura) utilizado como inóculo para partida dos filtros. Com a evolução do período experimental, observaram-se reduções satisfatórias na concentração de P, entretanto as remoções de N e K permaneceram baixas. Segundo Parawira *et al.* (2005), no processo de digestão anaeróbia em reatores anaeróbios, têm-se referenciado baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, uma vez que esse sistema não produz grandes quantidades de lodo. Ainda assim, Bruno (2007) verificou eficiências na remoção de N e P iguais a 61 e 47%, no conjunto de reatores UASB em dois estágios, operando em escala de bancada no tratamento de ARC. LUIZ (2007) observou valores médios de remoção de N e P iguais a 34 e 16% no tratamento da ARC em filtros anaeróbios. Neste trabalho observou-se que a remoção de N e P se deu, principalmente, nos SACs, havendo pouca contribuição dos filtros anaeróbios.

**Tabela 2.** Valores médios e desvio padrão de pH, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e compostos fenólicos totais (F<sub>T</sub>) afluente (C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> e C<sub>3</sub>) e efluente dos filtros anaeróbios (F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> e F<sub>3</sub>) e dos sistemas alagados construídos (SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub>, SAC<sub>3</sub>, SAC<sub>4</sub>, SAC<sub>5</sub> e SAC<sub>6</sub>).

FASE I						
	pH	N	P	K	Ca	F <sub>T</sub>
C <sub>1</sub>	6,69±0,43	24±11	3,7±0,6	107±34	565±294	14,7±2,2
F <sub>1</sub>	7,05±0,49	24±15	4,9±2,6	112±27	523±186	8,6±5,2
SAC <sub>1</sub>	7,21±0,38	11±4	1,5±1,0	138±38	491±178	3,3±1,2
C <sub>2</sub>	6,80±0,45	24±12	3,6±0,7	127±35	577±457	13,2±4,5
F <sub>2</sub>	7,07±0,42	31±21	5,3±1,3	138±40	638±310	7,0±6,2
SAC <sub>2</sub>	7,25±0,31	13±6	2,4±1,3	141±54	527±204	4,3±2,5
C <sub>3</sub>	6,81±0,59	23±7	2,8±1,4	110±31	512±368	12,2±3,8
F <sub>3</sub>	6,98±0,37	29±15	4,6±2,8	119±28	521±317	5,0±4,3
SAC <sub>3</sub>	7,36±0,59	15±5	1,8±1,3	139±30	546±256	4,2±2,7
FASE II						
	pH	N	P	K	Ca	F <sub>T</sub>
C <sub>1</sub>	6,60±0,55	296±29	9,0±6,4	199±28	1.322±236	30,1±26,6
F <sub>1</sub>	6,73±0,54	272±26	5,9±1,9	192±24	973±319	27,1±23,2
SAC <sub>1</sub>	7,39±0,18	235±15	3,9±0,6	165±48	712±243	5,6±0,6
C <sub>2</sub>	6,91±0,56	365±90	12,3±7,1	285±39	1.516±379	49,4±41,5
F <sub>2</sub>	6,38±0,12	351±59	6,6±1,4	279±30	1.296±258	44,8±34,4
SAC <sub>2</sub>	6,95±0,19	391±91	4,3±1,1	240±78	1.330±538	14,1±3,0
C <sub>3</sub>	6,84±0,62	539±137	13,0±5,5	424±55	2.296±613	65,0±42,1
F <sub>3</sub>	6,30±0,19	469±55	11,1±4,4	394±81	1.902±783	65,2±49,9
SAC <sub>3</sub>	6,49±0,51	493±159	6,0±2,3	369±143	1.202±557	23,0±3,2
FASE III						
	pH	N	P	K	Ca	F <sub>T</sub>
C <sub>1</sub>	7,45±0,61	333±19	2,6±1,1	172±37	746±187	14,0±4,6
F <sub>1</sub>	7,74±0,12	319±18	1,6±1,3	163±45	374±161	9,6±7,0
SAC <sub>1</sub>	7,71±0,26	133±75	1,5±1,2	235±49	393±120	9,2±4,2
C <sub>2</sub>	7,82±0,17	428±81	2,2±1,5	286±82	1.748±396	15,1±5,5
F <sub>2</sub>	7,35±0,37	438±54	1,3±1,5	265±43	1.059±201	13,2±5,2
SAC <sub>2</sub>	7,84±0,11	244±132	1,6±1,6	331±98	479±137	12,5±4,8
C <sub>3</sub>	7,87±0,22	536±98	2,7±1,7	316±60	1.890±428	20,8±7,4
F <sub>3</sub>	7,13±0,51	469±54	2,7±2,5	310±38	1.358±142	17,3±10,1
SAC <sub>3</sub>	7,50±0,23	368±200	2,6±1,6	344±68	993±288	13,4±6,6

**Tabela 3.** Eficiência (%) média de remoção e desvio padrão de nitrogênio, fósforo e compostos fenólicos totais pelos sistemas filtro+SAC, nas três fases de operação do sistema.

Variáveis	F <sub>1</sub> +SAC <sub>1</sub>			F <sub>2</sub> +SAC <sub>2</sub>			F <sub>3</sub> +SAC <sub>3</sub>		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
N	34±52	20±7	50±17	33±38	-17±53	33±25	31±34	0,6±48	23±28
P	62±24	38±32	52±33	30±45	49±32	37±38	27±66	43±41	35±35
F <sub>T</sub>	77±7	73±12	37±30	64±20	57±26	11±44	63±21	56±18	27±37

Nos sistemas de tratamento, observou-se tendência de redução na eficiência de remoção de nitrogênio com o aumento da carga aplicada. No entanto, nota-se tendência de aumento na eficiência de remoção na fase III, principalmente no F<sub>1</sub>+SAC<sub>1</sub>, cuja eficiência superou àquela obtida na fase I. Pelo fato da água residuária passar pelos filtros anaeróbios antes de serem lançados nos SACs, há tendência de aumento na degradação das moléculas orgânicas contendo nitrogênio, sendo estas convertidas a amônio, que é uma forma de mais fácil degradação. Isto, provavelmente, favoreceu a remoção do nitrogênio pelos vegetais presentes nos SAC<sub>1</sub> e SAC<sub>2</sub>, e em menor proporção no SAC<sub>3</sub>, que não possuía vegetação devido à senescência da mesma (Fia *et al.*, 2008). A temperatura pode também ter influenciado a remoção de nitrogênio nos SACs, visto que o experimento ocorreu no período de inverno. Com a redução da temperatura há queda na atividade vegetal e microbiana. Kuschik *et al.* (2003) encontraram eficiências de 53 e 11% na remoção de nitrogênio de águas residuárias quando operou sistemas alagados no verão e no inverno, respectivamente, independente da carga orgânica aplicada. Efeito semelhante também foi observado por Poach *et al.* (2004) e Freitas (2006). As eficiências médias na remoção de nitrogênio, obtidas neste trabalho, podem ser consideradas satisfatórias, exceto na fase II. Segundo Von Sperling (2005), a eficiência média de remoção de nitrogênio em sistemas alagados construídos é inferior a 60%.

Segundo Von Sperling (2005), a remoção de fósforo em SACs, utilizados no tratamento de esgoto doméstico, é inferior a 35%. Geralmente, maiores remoções estão relacionadas às menores cargas aplicadas (Gottschall *et al.*, 2007), tal como observado neste trabalho.

Para lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores, não existem padrões para o potássio, daí a escassez de informações, na literatura, quanto à remoção deste elemento em sistemas de tratamento de efluentes. No entanto, faz-se necessário o monitoramento desse elemento, a fim de se evitar problemas com relação ao possível aproveitamento agrícola do efluente dos SACs. As concentrações efluentes seguiram a mesma tendência de variação observada nos afluentes, denotando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte de potássio. As eficiências médias de remoção de potássio no sistema de tratamento foram negativas, ou seja, a concentração deste elemento nos afluentes foi menor que as concentrações efluentes. Isto ocorreu principalmente pelo fato do K apresentar elevada solubilidade, baixa absorção pelos microrganismos e a baixa associação com o material orgânico sólido, que ficou retido, em parte, no sistema. Além disso, a evapotranspiração, proporcionada nos SACs foi o fator de maior responsabilidade no aumento da concentração efluente de potássio, já que proporciona a saída de água e, com isso, concentra os sais no sistema.

Durante a fase II, houve aumento nas concentrações de compostos fenólicos, tanto afluente como efluente aos filtros, devido à maior concentração na ARC utilizada no experimento e à maior carga orgânica aplicada. Conseqüentemente, houve redução nas eficiências de remoção deste composto. Acredita-se que este fato seja devido à remoção destes compostos proporcionada pela elevação do pH da ARC, que causou a sedimentação da matéria orgânica particulada e conseqüente remoção dos compostos fenólicos, tal como observado por Tsonis *et al.* (1989). Na presença de íons de cálcio, alguns produtos intermediários do fenol, incluindo ácido maleico, ácido oxálico e produtos de alto peso molecular, podem combinar com íons de cálcio e formar compostos insolúveis, os quais precipitam (Hsu *et al.*, 2007). Aktas *et al.* (2001) conseguiu uma eficiência entre 63 e 73% na remoção de polifenóis, quando adicionou cal à água residuária do processamento de oliva, a qual é rica em compostos fenólicos. Segundo Bolaños *et al.* (2001), o fenol pode ser degradado tanto por via aeróbia quanto anaeróbia. Nota-se que, durante a primeira fase (Tabela 2), os compostos fenólicos foram degradados em maior quantidade nos filtros anaeróbios quando comparados aos SACs. No entanto, durante a segunda fase, com o aumento das concentrações aplicadas, houve maior eficiência dos SACs em relação aos filtros. O que pode ser devido à toxicidade apresentada pelos compostos fenólicos aos microrganismos, mesmo em concentrações relativamente baixas, como as de 10 mg L<sup>-1</sup> (Bolaños *et al.*, 2001).

Durante a fase III, as eficiências de remoção de compostos fenólicos mantiveram-se relativamente baixas. Acredita-se que não houve tempo para recuperação do sistema em termos da recomposição da microbiota degradadora desses compostos, provavelmente reduzidos na fase II. Bruno (2007) obteve eficiências médias na remoção de fenóis totais, em sistema de tratamento de ARC constituído por reatores UASB de dois estágios, construídos em escala de bancada, variaram de 72 a 90%, para concentrações afluentes entre 79,7 e 97,4 mg L<sup>-1</sup>, sendo as maiores eficiências encontradas para TRH de 148 horas. Luiz (2007), tratando ARC em reatores anaeróbios de leito fixo com concentração média afluente de 42,7 mg L<sup>-1</sup> de compostos fenólicos, obteve eficiência de 44% na remoção desses compostos químicos. Grismer *et al.* (2003), no tratamento de águas residuárias da produção de vinho, obtiveram remoções de 48 a 78% de compostos fenólicos, utilizando sistemas alagados construídos. Os autores aplicaram taxas médias de 17 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (estimada) de compostos fenólicos, quantificados como taninos, sendo o TRH de 5,5 dias.

Comparando-se os três sistemas, nota-se que F<sub>1</sub>+SAC<sub>1</sub> apresentou melhor desempenho geral, quando comparado aos demais filtros, nas três fases de operação do sistema, destacando-se a fase III, na qual a carga de nutrientes e compostos fenólicos foi menor e a biomassa já havia se adaptado às condições químicas da ARC. Entretanto, como não é permitida a diluição de águas residuárias para favorecer o seu tratamento, para se manter a carga aplicada em F<sub>1</sub>+SAC<sub>1</sub>, torna-se necessário aumentar o TRH.

## CONCLUSÕES

O aumento nas taxas de carga orgânica e, conseqüentemente de nutrientes e compostos fenólicos, aplicada aos sistemas, proporcionou decréscimo na eficiência de remoção dos compostos avaliados nos três sistemas. Os tempos de residência hidráulica superiores a 160 h em todos os sistemas de tratamento, durante a fase III, não proporcionaram maiores eficiências de remoção quando comparadas a fase I, pois o tempo de recuperação dos sistemas tenha sido insuficiente.

O sistema F<sub>1</sub>+SAC<sub>1</sub>, que recebeu a menor carga orgânica e de nutrientes, apresentou desempenho satisfatório no que se refere à remoção de nutrientes de N e P, que foi em média, maior que 50%.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKTAS, E.S.; IMRE, S.; ERSOY, L. Characterization and lime treatment of olive mill wastewater. **Water Research**, v.35, n. 9, p.2336–2340, 2001.
- APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 1998, [s.n.].

- BOLAÑOS, M. L. R.; VARESCHE, M. B. A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Phenol degradation in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor under mesophilic conditions. **Water Science and Technology**, v.44, n.4, p.167-174, 2001.
- BRUNO, M. **Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida**. Jaboticabal: UNESP, 2007, 125p. (Dissertação de mestrado).
- FIA, R. MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. Desempenho agrônômico da *Thypha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. **Engenharia na Agricultura**, v.16, n.4, 436-448, 2008.
- FIA, R.; MATOS, A.T.; LUIZ, F.A.R.; PEREIRA, P.A. Coeficientes de degradação da matéria orgânica de água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro em condições anóxica e aeróbia. **Engenharia na Agricultura**, v.15, n.1, p.45-54, 2007.
- FOLIN, O.; CIOCALTEU, V. On tyrosine and tryptophane determinations in proteins. **The Journal of Biological Chemistry**, v.73, n.2, p.627-650, 1927.
- FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Viçosa: UFV, 2006, 159p. (Tese de doutorado).
- GOTTSCHALL, N.; CROLLA, B. A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v.29, p.154-163, 2007.
- GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREAMLING, K. **Methods of seawater analysis**. Weinheim: Verlag Chemie, 1983. 419p.
- GRISMER, M. E.; CARR, M. A.; SHEPHERD, H. L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. **Water Environmental Research**, v.75, n.5, p.412-421, 2003.
- HENZE, M.; HARREMÖES, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors - a literature review. **Water Science and Technology**, v.15, p.1-101, 1983.
- HSU, Y.-C.; CHEN, J.-H.; YANG, H.-C. Calcium enhanced COD removal for the ozonation of phenol solution. **Water Research**, v.41, p.71-78, 2007.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 681 p.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda., 1985. 492p.
- KUSCHK, P.; WIEXNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIBRODT, E.; ÄSTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. **Water Research**, v.37, p.4236-4242, 2003.
- LUIZ, F. A. R. **Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. Viçosa: UFV, 2007. (Dissertação de mestrado).
- MATOS, A.T.; LO MONACO, P.A.; SILVA, J.S. Tratamento de águas residuárias. In: **Secagem e armazenagem de café – Tecnologias e custos**. Viçosa: Jard Editora Ltda., 2001. p.149-162.
- PARAWIRA, W.; KUDITA, I.; NYANDOROH, M. G.; ZVAUYA, R. A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. **Process Biochemistry**, v.40, n.2, p.593-599, 2005.
- POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REDDY, G. B.; STONE, K. C.; JOHNSON, M. H.; GRUBBS, A. Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. **Ecological Engineering**, v.23, p.165-175, 2004.
- REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. **Water Science Technology**, v.35, n.5, p.1-10, 1997.
- SANCINETTI, G. P.; SILVA, E. L.; MARTINELLI, F. R.; VARESCHE, M. B. A. Degradação de Fenol em Reator Anaeróbio Operado em Batelada. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE FERMENTAÇÕES, 14, Florianópolis, 2003. **Anais...** Florianópolis: FEESC/UFSC, 2003. CD-ROM.
- SARASA, J.; ROCHE, M. P.; ORMAD, M. P.; GIMENO, E.; PUIG, A.; OVELLEIRO, J. L. Treatment of a wastewater resulting from dyes manufacturing with ozone and chemical coagulation. **Water Research**, v.32, p.2721-2727, 1998.
- TANAKA, Y.; YATAGAI, A.; MASUJIMA, H.; WAKI, M.; YOKOYAMA, H. Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium. **Bioresource Technology**, v.98, p.787-791, 2007.
- TSONIS, S. P.; TSOLA, V. P.; GRIGORPOULOS, S. G. Systematic characterization and chemical treatment of olive oil mill wastewater. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v.20-21, p.437-457, 1989.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).