

## II-467 - ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE UM FILTRO ANAERÓBIO SOB DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA

**Jeaninna dos Santos Freitas<sup>(1)</sup>**

Bacharel e Licenciada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Especialista em Conservação e Manejo da Diversidade Vegetal (UFES) e em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFES). Mestranda em Engenharia Ambiental pela UFES

**Ricardo Franci Gonçalves<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Civil e Sanitarista - UERJ (1984), pós-graduado em Engenharia de Saúde Pública - ENSP/RJ (1985), DEA Ciências do Meio Ambiente - Universidade Paris XII, ENGREF, ENPC, Paris (1990), Doutor em Engenharia do Tratamento e Depuração de Águas - INSA de Toulouse, França (1993), Prof. Adjunto I do Departamento de Engenharia Ambiental e do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental - UFES

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Genserico Encarnação, n° 130, Apto 403, Ed. Milos, Mata da Praia - Vitória - ES - CEP: 29065-420 - Brasil - Tel: +55 (27) 9985-8884 - e-mail: [jeaninnasf@yahoo.com.br](mailto:jeaninnasf@yahoo.com.br).

### RESUMO

O tratamento anaeróbio de água cinza tem se mostrado eficiente na remoção de características indesejáveis, principalmente, pelo seu baixo custo de construção e operação em relação a outros sistemas, e por apresentar boa eficiência na remoção de matéria orgânica. O sistema estudado trata água cinza da edificação localizada no Núcleo de Bioengenharia Aplicada ao Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo. Para o monitoramento do sistema, foram coletadas duas vezes por semana, amostras do tanque de água cinza bruta e do efluente do filtro biológico anaeróbio, e as análises basearam-se nos procedimentos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Como resultados, o efluente apresentou aspecto clarificado, demonstrando boa remoção de sólidos suspensos. Quanto à remoção da demanda química de oxigênio, o filtro alcançou médias de 55%, 43%, para o TDH de 8 h e 5,2 h, respectivamente. Em função das diferenças operacionais, o TDH de 5,2 h apresentou melhor eficiência no tratamento.

**PALAVRAS-CHAVE:** Tratamento de Água Cinza, Filtro Anaeróbio, Tempo de Detenção Hidráulica.

### INTRODUÇÃO

A água é de suma importância para o homem, tanto para uso doméstico, industrial quanto agropecuário, e, hoje com o aumento da demanda de água potável e a geração de águas residuárias, fazem-se necessárias alternativas para que a população possa ter água de qualidade e em quantidades suficientes. Dentre essas ações está o reuso da água, que pode ser definido como a reutilização de águas residuárias empregadas em atividade humana, uma ou mais vezes, destinadas a outros fins (MOTA et al., 2007). O reuso vem se consolidando cada vez mais como um instrumento para a preservação e conservação dos recursos naturais.

A Resolução n° 54 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define as modalidades de reuso: reuso para fins urbanos; reuso para fins agrícolas e florestais; reuso para fins ambientais; reuso para fins industriais e reuso na aquicultura (BRASIL, 2005).

Água cinza é uma água residuária de origem predial proveniente de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, excluindo os sanitários (ERIKSSON et al., 2002; JEFFERSON et al., 2004; OTTHERPOHL, 2001; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003). Alguns fatores afetam significativamente a composição das águas cinza como: a qualidade da água de abastecimento; tipos de rede de distribuição; usos da água nas residências, além da localidade; nível de ocupação da residência; faixa etária; estilo de vida; classe social etc.

Diversos tratamentos têm sido utilizados para o tratamento de águas cinza, como, filtro anaeróbio, reator sequencial em batelada (SBR), reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), biorreator de membrana (MBR), filtro biológico aerado e “wetlands” construídos. Dentre estes, o tratamento biológico

anaeróbio vêm sendo amplamente empregado devido a sua fácil manutenção, baixo custo de construção e operação, bom desempenho no tratamento de água cinza e ao pequeno impacto causado no meio ambiente.

Diante do exposto, a presente pesquisa teve como objetivo geral, analisar a eficiência de um filtro biológico anaeróbio como pré-tratamento de água cinza sob diferentes tempos de detenção hidráulica.

## MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no Núcleo de Bioengenharia Aplicada ao Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo (Núcleo Água), localizada no campus Goiabeiras, Vitória – ES. Neste local há uma edificação com projeto hidrossanitário com abastecimento de água com rede dupla, uma de água potável, destinada a atender os lavatórios e chuveiros, e outra de água de reúso, que abastece os vasos sanitários e mictórios (desativado no momento).

A água cinza proveniente dos lavatórios, chuveiros e máquina de lavar roupas da edificação era conduzida para uma bombona com capacidade de 180 L. Desta foi bombeada para um reservatório superior (1.000L) para assim ser direcionada ao filtro biológico anaeróbio, preenchido com meio suporte plástico de 2,5 cm de comprimento e 2,5 de diâmetro. Após a saída do filtro, o efluente era encaminhado para um tanque de equalização de vazão para uso no pós-tratamento em wetlands construídos (um vertical e outro horizontal).

Para a partida do sistema foi estipulado um tempo de detenção hidráulica de 12 horas e após o abastecimento contínuo com água cinza bruta, o TDH foi reduzido para 8 horas e posteriormente para 5,2 horas.

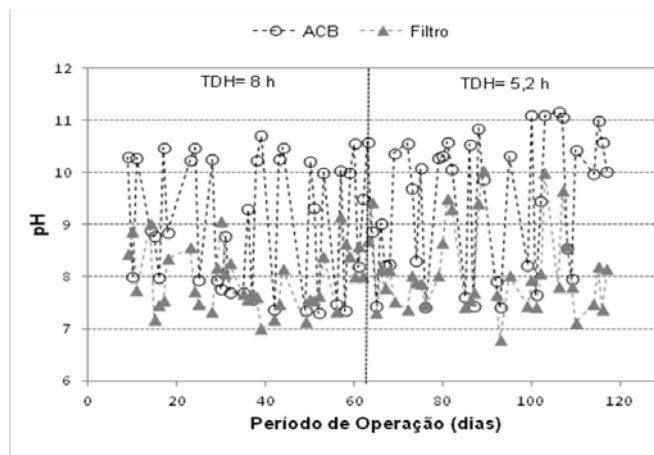
O filtro anaeróbio possui a forma geométrica de um prisma reto retangular com dimensões totais de 0,6 m de largura, 0,3 m de comprimento e 2,1 m de altura, com volume total de 0,38 m<sup>3</sup> e volume útil de 0,34 m<sup>3</sup>. Foi construído em fibra de vidro e possui fluxo ascendente.

Para a partida do filtro foi inoculado 140L de lodo de reator UASB em escala real em dezembro de 2011 e o monitoramento foi iniciado em maio de 2012 com coleta de amostras simples da água cinza bruta e da saída do filtro, 2 vezes por semana.

As análises laboratoriais atenderam aos procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 21ª Edição (APHA, 2005), sendo analisadas as seguintes variáveis: vazão, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos suspensos totais, sulfato, sulfeto, fósforo, ortofosfato, NTK<sup>®</sup>, amônia, coliformes termotolerantes e E. coli. A análise estatística foi realizada utilizando-se o software Microsoft Office Excel.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

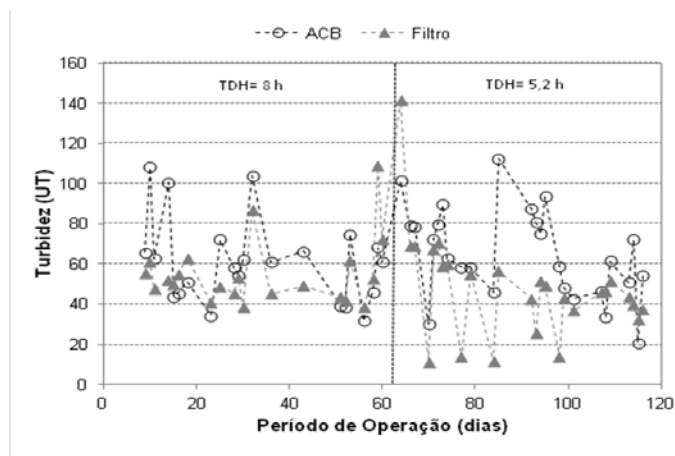
O potencial hidrogeniônico da água cinza estudada está de acordo ao estipulado por diversos autores, em torno de 9 (DONNER et al., 2010; FRIEDLER, 2004; SACCON, 2009). O pH médio para água cinza bruta foi de  $9,3 \pm 1,3$ , já para o efluente do filtro foi encontrado um pH médio de  $8,0 \pm 0,7$ . Conforme está representado na Figura 1, o pH da água cinza bruta se mostrou na maioria das vezes alcalino, o que pode estar relacionado aos produtos de limpeza utilizados na lavagem de roupas (como sabão em pó e amaciante) e durante os banhos (sabonete e shampoo).



**Figura 1: Série histórica do pH para água cinza bruta e efluente do filtro.**

Os valores médios observados na pesquisa para condutividade elétrica, variaram de 55 a 1.346  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para a água cinza bruta e de 60 a 685  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para o efluente do filtro.

Quanto à variável turbidez, a água cinza bruta apresentou turbidez média global de  $63,4 \pm 21,8$  UT, valor inferior ao encontrado por Valentina (2009) de  $73 \pm 47$  e Bazzarella (2005)  $168 \pm 65$  UT. Quanto à eficiência de remoção, o filtro biológico removeu apenas 17% de turbidez, para o tempo de detenção hidráulica de 8 horas, e 21% para o tempo de detenção de 5,2 h. Provavelmente a menor eficiência no TDH de 8 h, pode estar relacionado ao início do funcionamento do sistema, isto é, ainda não estava estabilizado o suficiente para atingir maiores eficiências de remoções.



**Figura 2: Desempenho do filtro na remoção de turbidez.**

No Quadro 1 são apresentadas as médias encontradas para DQO e sólidos suspensos totais (SST) para os diferentes tempos de detenção hidráulica.

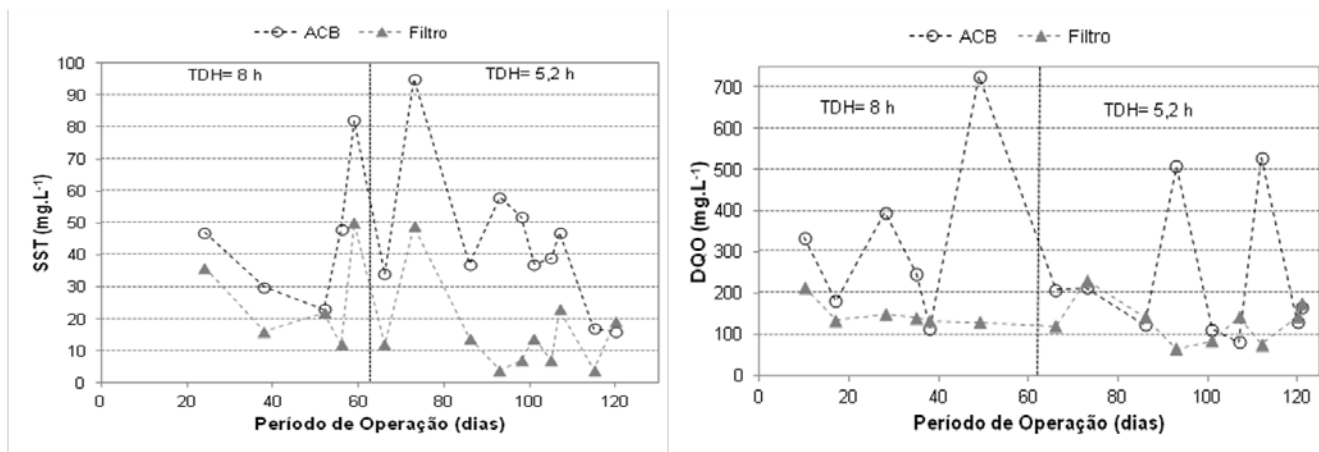
**Quadro 1: Valores das médias de DQO e SST encontrados na água cinza bruta e no efluente do filtro anaeróbio.**

Variável \ TDH	8 horas			5,2 horas		
	ACB	Filtro	Eficiência (%)	ACB	Filtro	Eficiência (%)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	333,1	150,1	55	229,5	130,3	43
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	37,0	21,5	42	46,7	18,5	61

Conforme pode ser verificado na Figura 3, a água cinza bruta apresentou uma concentração média de  $44,1 \pm 21,9$  mg.L<sup>-1</sup> de sólidos suspensos totais (SST), sendo que o filtro apresentou uma remoção maior para o TDH de 5,2 h (61%) e 42% para o TDH de 8 h.

Analisando a Figura 3, percebe-se que houve grandes variações na concentração de DQO afluente para os dois TDH(s) adotados. As concentrações variaram de 79,7 a 726,9 mg.L<sup>-1</sup> e para o efluente essa variação foi de 63,6 a 230,9 mg.L<sup>-1</sup>. Para o TDH de 5,2 h, a eficiência de remoção para DQO foi de 43%, enquanto que, para o TDH de 8 h, a eficiência média foi de 55%.

O percentual global de remoção média de DQO alcançado no estudo foi de 49%. Este valor está próximo ao encontrado por Elmitwalli e Otterpohl (2007) e Hernández Leal et al. (2010), 52% e 51%, respectivamente, ao tratar água cinza utilizando reator anaeróbio.



**Figura 3: Série histórica de sólidos suspensos totais e DQO.**

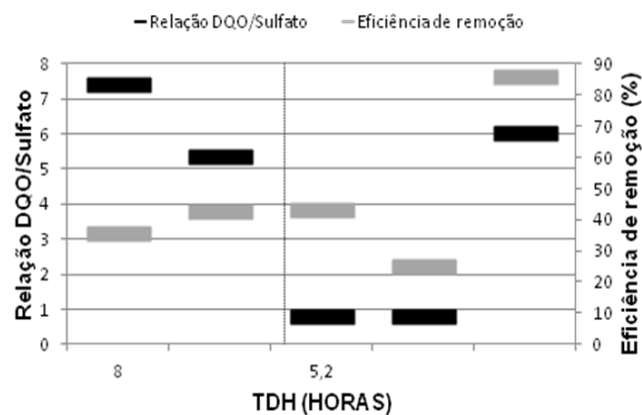
Com relação à demanda bioquímica de oxigênio, May (2009) destaca a importância da relação DBO<sub>5</sub>/DQO. Se a relação DBO<sub>5</sub>/DQO for maior que 0,6 significa que não há problemas no tratamento biológico. Se a relação DBO<sub>5</sub>/DQO estiver igual ou maior que 0,2 e menor que 0,6, significa que o tratamento biológico é possível. No entanto, se a relação DBO<sub>5</sub>/DQO < 0,2 indica dificuldade na aplicação do tratamento biológico. Até o momento, a relação DBO<sub>5</sub>/DQO para esta pesquisa ficou em torno de 0,2, significando que o tratamento biológico pode ser aplicado.

A água cinza apresentou valores médios para sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) de  $70 \pm 37,6$  mg.L<sup>-1</sup> para o tempo de detenção hidráulica de 8 horas e de  $99,9 \pm 77,3$  mg.L<sup>-1</sup>, para o tempo de 5,2 horas. As relações DQO/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> encontradas variaram de 0,8 a 7,4.

Conforme pode-se observar na Figura 4, quando a relação DQO/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> apresentou razão 6, ocorreu um aumento na eficiência de remoção da matéria orgânica e também na redução de sulfato (85,7% e 53%, respectivamente). Esta eficiência de redução de sulfato indica que haviam elétrons disponíveis para a

sulfetogênese e a rota de degradação da matéria orgânica não seguiu somente a rota metanogênica. De acordo com Damianovic e Foresti, 2009 a utilização de sistema de tratamento anaeróbio para a remoção simultânea de matéria orgânica e redução de sulfato de águas residuárias é fortemente influenciada pelas características do doador de elétrons, além da relação DQO/sulfato. Isto significa que em águas residuárias com relação  $DQO/SO_4^{2-}$  superior a 0,67, existe, teoricamente, matéria orgânica (DQO) suficiente para a redução completa do sulfato presente. Para relações  $DQO/SO_4^{2-}$  inferiores a 0,67, a quantidade de matéria orgânica é insuficiente para uma redução completa do sulfato e um substrato extra deve ser adicionado, se a remoção do sulfato for o objetivo do tratamento (LETTINGA et al.; 1987).

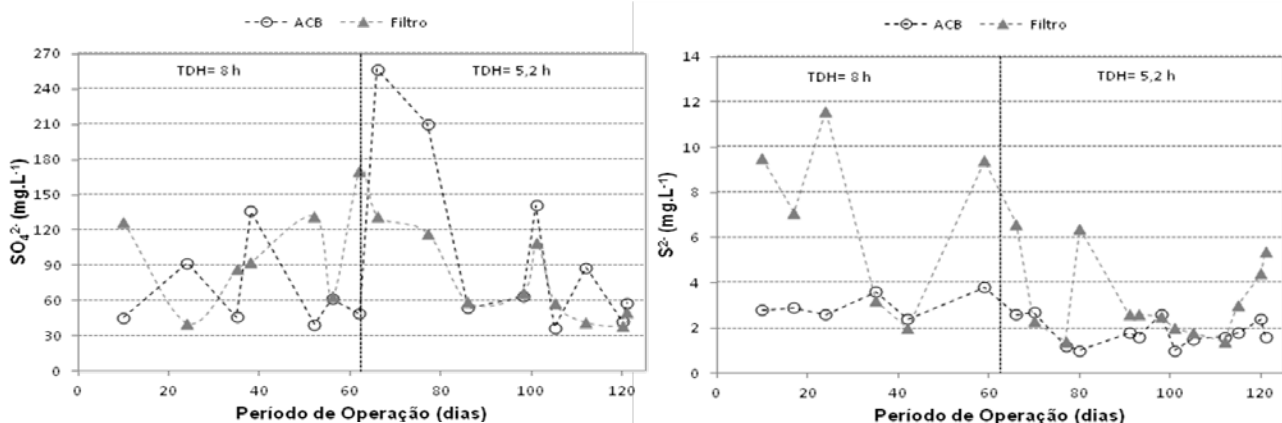
De acordo com Chernicharo, 1997, águas residuárias tratadas por sistemas anaeróbios que apresentam relações DQO/sulfato menores que 10 podem ter o processo comprometido devido ao potencial de produção de sulfeto no reator, afetando diretamente a metanogênese.



**Figura 4:** Valores da relação DQO/Sulfato nos diferentes TDH's comparados aos valores médios da eficiência de remoção de DQO.

Os teores de sulfeto encontrados na água cinza bruta para os TDH de 8 horas e de 5,2 horas estiveram em torno de  $2,9 \pm 0,5$  e  $1,9 \pm 0,8$   $mg.L^{-1}$ , respectivamente. Pode-se observar pelo gráfico da produção de sulfeto (Figura 5), que houve um aumento na concentração de sulfeto no efluente, devido a sulfato redução, indicando a presença de bactérias redutoras de sulfato no filtro.

Como o pH dentro do filtro, apresentou valor médio de  $8,0 \pm 0,7$ , indica que a maior parte do sulfeto, estava presente na forma dissociada  $HS^-$  (menos tóxica). Koster et al. (1986) comentam que o efeito tóxico do sulfeto na atividade metanogênica acetoclástica é estritamente dependente do pH. Na faixa de pH de 6,4 a 7,2 existe correlação entre a concentração de sulfeto de hidrogênio ionizado e a máxima atividade metanogênica acetoclástica, no entanto em faixa de pH de 7,8 a 8,0 a atividade máxima metanogênica acetoclástica decai rapidamente com o incremento do sulfeto de hidrogênio.



**Figura 5:** Série histórica de sulfato e sulfeto.

O filtro apresentou concentração média de fósforo total (Figura 6), de  $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ . O valor médio da água cinza bruta encontrada nesta pesquisa, foi de  $0,38 \text{ mg.L}^{-1}$ , valor próximo ao encontrado por Rebêlo, 2011 e Knupp, 2013, de  $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ , e Freitas et al., 2012, de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Os valores médios de ortofosfato para água cinza bruta estiveram entre  $0,06$  e  $0,29 \text{ mg.L}^{-1}$  (mínimo:  $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$  e máximo:  $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ ) para os TDH de 8 e 5,2 h, respectivamente.

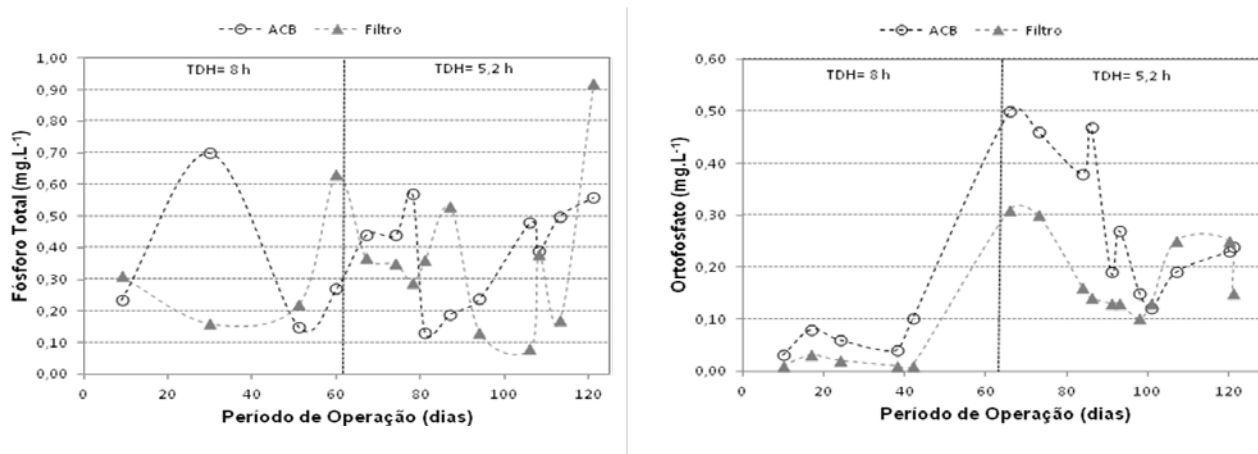


Figura 6: Série histórica de fósforo total e ortofosfato.

A alcalinidade média para o TDH de 8 h esteve na faixa de  $76,8 \text{ mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ , enquanto que, para o TDH de 5,2 h, a concentração média foi de  $60,8 \text{ mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ . Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e os hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ). Este parâmetro é importante para o tratamento anaeróbio, visto que equilibra o pH, importante para o desenvolvimento dos microrganismos (Figura 7).

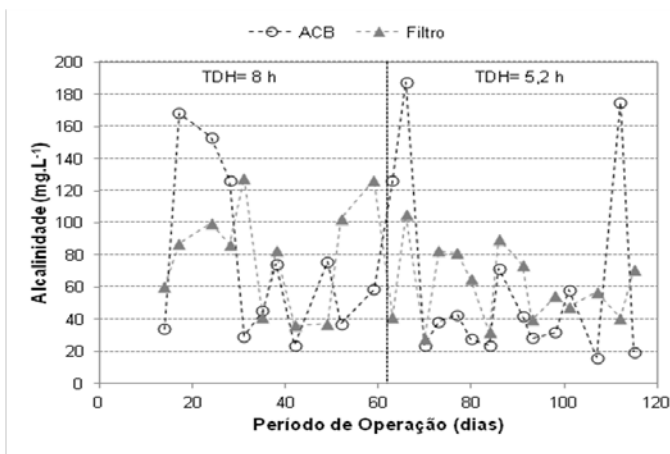


Figura 7: Série histórica para alcalinidade da água cinza bruta e filtro anaeróbio.

A concentração média de coliformes totais (CT) encontrada na água cinza bruta foi de  $1,55 \times 10^5 \text{ NMP.100mL}^{-1}$  para o TDH de 8h e de  $1,82 \times 10^3 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ , para o TDH de 5,2 h. Na pesquisa realizada por Bazzarella (2005), Rebêlo (2011) e Knupp (2013), a concentração média para coliformes totais foi de  $1,9 \times 10^7 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ ,  $2,7 \times 10^6 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ ,  $2,2 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ , respectivamente.

Verifica-se pela Figura 8 que o filtro não apresentou remoção favorável de coliformes totais, provavelmente devido à ocorrência da maior concentração de matéria orgânica, formando um local ideal para o desenvolvimento dos microrganismos. Para os TDH de 8 e 5,2h, as concentrações médias de coliformes totais no efluente do filtro foram:  $7,74 \times 10^5 \text{ NMP.100mL}^{-1}$  e  $6,80 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ .

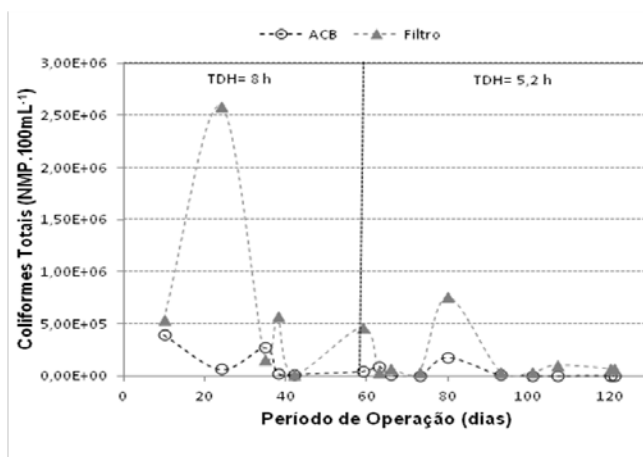


Figura 8: Série histórica para coliformes totais na água cinza bruta e filtro anaeróbio.

## CONCLUSÕES

Quanto à eficiência de remoção para o parâmetro turbidez, o filtro biológico removeu apenas 17% para o tempo de detenção hidráulica de 8 horas, e 21% para o tempo de detenção de 5,2 h.

O filtro biológico anaeróbio apresentou melhor resultado na remoção de sólidos suspensos totais (SST), para o TDH de 5,2 h (61%) e 42% para o TDH de 8 h. Já com relação a remoção de DQO, o filtro apresentou uma remoção maior para o TDH de 8 h, com eficiência média de DQO de 55% e 43%, para o TDH de 5,2 horas.

A baixa relação  $DQO/SO_4^{2-}$  indica que os filtros anaeróbios funcionam pela via sulfetogênica, resultando na elevada produção de  $H_2S$ , que está na fase gasosa ou precipitado no lodo. Quando a relação  $DQO/SO_4^{2-}$  apresentou razão 6, ocorreu um aumento na eficiência de remoção da matéria orgânica e também na redução de sulfato (85,7% e 53%, respectivamente).

Quanto ao tratamento, a via biológica é viável, visto que a relação  $DBO_5/DQO$  ficou em torno de 0,2, significando que o tratamento biológico pode ser aplicado.

Em função das diferenças operacionais o TDH de 5,2 h apresentou melhor eficiência no tratamento, no entanto, o número de amostragem foi menor para o TDH de 8h.

## AGRADECIMENTOS

A Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP- Convênio: 01.10.0507.00), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro na execução da pesquisa e ao Núcleo de Bioengenharia Aplicada ao Saneamento da UFES (Núcleo Água) pelo uso das suas dependências físicas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washigton - DC. 2005.
2. BAZZARELLA, B. B. Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações. 2005. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2005.
3. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 430. 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 (CONAMA). Brasília, DF: Diário Oficial da União, 16 de mai. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 11 jul. 2012.
4. CHERNICHARO, C. A. L. de. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA, 1997.

5. DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Dynamic of sulfetogenesis associated to methanogenesis in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor. *Process Biochemistry*, n. 44, p. 1050-1054, 2009.
6. DONNER, E.; ERIKSSON, E.; REVITT, DM.; SCHOLDS, L.; HOLTEN LÜTZHØFT, H-C.; LEDIN, A. Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. *Science of Total Environment*, n. 408, p. 2444-2451, 2010.
7. ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Research*, v. 41, p. 1379-1387, 2007.
8. ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, v. 4, p. 85-104, 2002.
9. FREITAS, J. S.; GONÇALVES, J. S. ; GONÇALVES, R. F. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos de águas cinzas ricas em sulfato através de filtros biológicos não aerados. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012, Salvador. Anais do XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012.
10. FRIEDLER, E. Quality of individual domestic greywater streams and its implication on on-site treatment and reuse possibilities. *Env. Tech.*, v. 25, n. 9, p. 997-1008, 2004.
11. HERNÁNDEZ LEAL, L.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Comparison of three systems for biological greywater treatment. *Water*, v. 2, p. 155-169, abr. 2010.
12. JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Greywater characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science & Technology*, v. 50, n. 2, p.157-164, 2004.
13. KNUPP, A. M. Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara. 2013. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2013.
14. KOSTER, I. W.; RINZEMA, A.; DE VEGT, A. L.; LETTINGA, G. Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels. *Water Research*, vol. 20, n. 12, p. 1561-1567, 1986.
15. LETTINGA, G. et al. High rate anaerobic granular sludge UASB reactors for wastewater treatment. *Bioenvironmental systems*, v. 1, p. 131-159, 1987.
16. MAY, SIMONE. Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações. 2009. 222 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
17. MOTA, S. et. al. (Org.). Reuso de Águas em Irrigação e Piscicultura. Fortaleza. UFC, 2007.
18. OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. *Water* 21, p. 37-41, 2001.
19. OTTOSON, J.; STRENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risk. *Water Research*, v. 37, n. 3, p. 645-655, 2003.
20. REBÊLO, M. M. P. S. Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas. 2011. 113 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2011.
21. SACCON, S. Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza. 2009. 83 f. Trabalho Final de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental) - Faculdade Dinâmica de Cataratas – UDC, Foz do Iguaçu, 2009. Disponível em: <<http://www.udc.edu.br/monografia/monoamb52.pdf>>. Acesso em: 2 jul. 2012.
22. VALENTINA, R. S. D. Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não potável. 2009. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.