

Materiais alternativos como meio suporte de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético

Alternative materials as support medium of anaerobic filters for the treatment of synthetic sanitary sewage

Ellen Caroline Baettker^{1*} , Karina Querne de Carvalho¹ , Flavio Bentes Freire¹ ,
Fernando Hermes Passig¹ , Josmaria Lopes de Morais¹ 

RESUMO

O tipo de material utilizado como recheio em filtros anaeróbios pode ser determinante na eficiência do tratamento, então a avaliação de novos materiais se torna importante. Assim, o objetivo deste trabalho foi estudar o comportamento de três filtros anaeróbios de fluxo ascendente, operados de modo contínuo, preenchidos com carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu, no tratamento de água residuária sintética com glicose como substrato. Os filtros, em escala de bancada (1,3 L), foram operados com tempo de detenção hidráulica (TDH) de oito e quatro horas, em duas etapas. Seu desempenho, avaliado com o emprego dos parâmetros pH, alcalinidade total e bicarbonato e ácidos voláteis, foi estável nas duas etapas de operação. O filtro que obteve maior eficiência em termos de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) foi o com carvão ativado, 94 e 81% nas etapas I e II, respectivamente, seguido do com borracha de pneu, 88 e 63%, e do com cerâmica de argila, 81 e 61%, ambos nas etapas I e II, respectivamente. As principais morfologias encontradas nos meios suportes foram bacilos, cocos, filamentos, *Methanosaeta sp.* e *Methanosarcina sp.* As diferenças obtidas entre os filtros podem ser relacionadas com as características distintas de cada material utilizado como meio suporte, e as diferenças entre as etapas ocorrem pelo aumento da carga hidráulica, que diminui o tempo de retenção celular, assim como eventuais diferenças de temperatura.

Palavras-chave: processo anaeróbio; meio suporte; cerâmica de argila; borracha de pneu.

ABSTRACT

The type of material used as packing in anaerobic filters may be a determinant factor in the treatment efficiency, so the evaluation of new materials is important. Thus, the objective of this study was to study the behavior of three upflow anaerobic filters, filled with charcoal, clay pottery and tire rubber, in the treatment of synthetic wastewater with glucose as substrate. The filter, in bench scale (1.3 L), was operated at a HRT of 8 and 4 hours, in two phases. The performance of the filters, in terms of pH, total alkalinity and bicarbonate and volatile acids was stable during the two operational phases. The best filter in terms of COD removal efficiency was the one with activated carbon, 94 and 81%, in Phases I and II, respectively, followed by tire rubber filter, 88 and 63%. The lowest efficiency obtained was the ceramic clay filter, with 81 and 61%, in Phases I and II, respectively. The main morphologies found were bacilli, cocci, filaments, *Methanosaeta sp.* and *Methanosarcina sp.* The differences obtained between filters are related to the different characteristics of each material, and the differences between phases are due to the hydraulic load increase and subsequent cellular retention time decrease, as well as an eventual temperature difference.

Keywords: anaerobic process; support media; clay pottery; tire rubber.

INTRODUÇÃO

O surgimento dos filtros anaeróbios na década de 1950 proporcionou um avanço na aplicação dos processos anaeróbios no tratamento de águas residuárias. É indiscutível que o trabalho de Young e McCarty (1969) contribuiu de maneira significativa para a difusão desse reator de leito fixo,

no qual a matéria orgânica é estabilizada através da ação de microrganismos que ficam retidos nos interstícios e apoiados no material suporte que constitui o leito, pelo qual ocorre a percolação dos efluentes líquidos.

Esses filtros, de fluxo ascendente ou descendente, possuem em seu interior material suporte para fixação da biomassa, o que minimiza

¹Universidade Federal do Paraná - Curitiba (PR), Brasil.

*Autor correspondente: ebaettker@gmail.com

Recebido: 08/11/2016 - Aceito: 24/07/2017 - Reg. ABES: 170758

seu arraste e assegura menores períodos de partida, proporcionando remoção satisfatória de poluentes com baixas concentração de sólidos suspensos. Além dessas vantagens, tais unidades apresentam facilidade de operação e são economicamente viáveis (SPEECE, 1996; ANDRADE NETO, 2008).

Na literatura, têm sido reportados estudos com aplicação de filtros anaeróbios no tratamento de diversos tipos de efluentes, tais como de laticínios (DEMIREL; YENIGUN; ONAY, 2005), processamento dos frutos do cafeeiro (FIA *et al.*, 2012a), abatedouro (STETS *et al.*, 2014), indústria de refrigerantes (SANTOS; ARROSTI; TERAN, 2010) e micropoluentes (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013), além dos já consolidados com efluentes contendo baixa carga orgânica, como os esgotos sanitários.

Apesar da diversidade na sua aplicação, a colmatação do leito constituiu ainda um dos maiores inconvenientes relacionados à operação dos filtros anaeróbios utilizados no tratamento de águas residuárias com maiores concentrações de sólidos em suspensão (YU; ZHAO; TANG, 2006; BODKHE, 2008; CRUZ *et al.*, 2013). Dessa forma, é amplamente difundida sua aplicação no tratamento de esgotos sanitários como unidades de pós-tratamento (ANDRADE NETO; MELO; LUCAS FILHO, 2001; DEMIREL; YENIGUN; ONAY, 2005; CAMPOS; PETTER; KAUTZMANN, 2008; TONETTI *et al.*, 2013).

A escolha dos materiais utilizados como meio suporte para imobilização da biomassa tem efeito no desempenho dos filtros, pois, além de estes reterem fisicamente os sólidos suspensos, devem ser adequados à fixação dos microrganismos para formação do biofilme (GARCIA *et al.*, 2008; ALMEIDA; OLIVEIRA; CHERNICHARO, 2011). O meio suporte, sintético ou de origem natural, deve ser inerte, não causar efeito tóxico à biomassa, apresentar durabilidade e custo acessível e possuir características e propriedades apropriadas à fixação dos microrganismos (ANDRADE NETO; PEREIRA; MELO, 2000).

Diversos materiais suporte vêm sendo sistematicamente avaliados pela comunidade científica, como a precursora brita (AISSE; JÜRGENSEN; ALÉM SOBRINHO, 2001), a argila (RIVERA *et al.*, 2002) e o carvão (AMARAL; LANGE; BORGES, 2014), sendo estes dois últimos mais frequentes em pesquisas em escala de bancada e piloto. Além destes, também têm sido avaliados alguns materiais de menor custo considerados não convencionais e/ou resíduos, com destaque para anéis plásticos, fragmentos de pneu, cilindros ou esferas perfuradas de polietileno, anéis de bambu e casca de coco (CAMPOS, 1999; TORRES; RODRÍGUEZ; URIBE, 2003; SANTOS; ARROSTI; TERAN, 2010; TONETTI *et al.*, 2013; FERNANDES *et al.*, 2013; CONCEIÇÃO; FREIRE; CARVALHO, 2013).

Em oposição ao mero descarte, o reaproveitamento de alguns resíduos tem sido estudado com sucesso no tratamento de águas residuárias em reatores anaeróbios de leito fixo, como da construção civil (cerâmica de argila) e de rejeitos da recapagem de pneus (borracha

de pneu) (NICIURA, 2005; BARROS & SILVA, 2012; HAN *et al.*, 2013; STETS *et al.*, 2014).

Diante desse contexto, neste trabalho, foi avaliado o comportamento de filtros anaeróbios preenchidos com cerâmica de argila, borracha de pneus automotivos e carvão ativado como materiais alternativos à brita no tratamento de esgoto sanitário sintético.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente foram confeccionados em tubos cilíndricos de acrílico com 5 mm de espessura, 0,06 m de diâmetro, 0,65 m de altura e volume total de 1,3 L.

Carvão vegetal ativado granular (764 g, material com elevada porosidade, fácil obtenção e custo elevado), cerâmica de argila (987 g, entulho de demolição da construção civil, com potencial de reaproveitamento e custo baixo) e borracha de pneu (338 g, com potencial de reaproveitamento e fácil obtenção) foram usados como meio suporte para imobilização da biomassa nos filtros com volume útil de 0,5 L (F1), 0,7 L (F2) e 0,8 L (F3), respectivamente.

Com o objetivo de correlacionar as características de cada material com a capacidade de aderência dos microrganismos e remoção da matéria orgânica, foi realizada caracterização físico-química desses materiais. Os valores médios e do desvio padrão obtidos e as respectivas referências para determinação de cada parâmetro são apresentados na Tabela 1.

Os filtros foram inoculados com lodo anaeróbio de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (tipo *upflow anaerobic sludge blanket* — UASB) de uma estação de tratamento de esgotos (ETE), com concentração média de sólidos totais voláteis (STV) de 41.346 mg.L⁻¹ e sólidos suspensos voláteis (SSV) de 36.860 mg.L⁻¹. Os meios suportes carvão ativado granular, cerâmica de argila e borracha de pneu material foram colocados em contato com o lodo em tambores de 5 L (cada) e agitados constantemente durante três dias para promover maior imobilização das biopartículas nesses materiais, de acordo com metodologia descrita por Zaiat, Cabral e Foresti (1994).

Os filtros foram alimentados com efluente sintético preparado de acordo com metodologia adaptada de Del Nery (1987) na concentração de aproximadamente 500 mgDQO.L⁻¹, por meio de bombas dosadoras tipo pistão com fluxo em pulso da marca ProMinent, modelo *Concept Plus*. O efluente era armazenado em reservatório de polipropileno com capacidade de 210 L, mantido a temperatura ambiente.

O efluente era composto de glicose (500 mg.L⁻¹), ureia (31,25 mg.L⁻¹), sulfato de níquel (0,25 mg.L⁻¹), sulfato ferroso (1,25 mg.L⁻¹), cloreto férrico (0,125 mg.L⁻¹), cloreto de cálcio (11,75 mg.L⁻¹), cloreto de cobalto (0,02 mg.L⁻¹), óxido de selênio (0,0175 mg.L⁻¹), fosfato de potássio monobásico (21,25 mg.L⁻¹), fosfato de potássio dibásico (5,425 mg.L⁻¹), fosfato de sódio dibásico (8,35 mg.L⁻¹) e bicarbonato de sódio (500 mg.L⁻¹).

A escolha desse efluente é justificada por ser amplamente empregado na avaliação do comportamento de processos biológicos de tratamento de águas residuárias (ZAIAT; CABRAL; FORESTI, 1994; FREIRE; PIRES; FREIRE, 2008; CONCEIÇÃO; FREIRE; CARVALHO, 2013).

Os filtros foram mantidos à temperatura ambiente, que variou de 16,3 a 27,1°C durante todo o período de operação. O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi reduzido de 8 (etapa I) para 4 horas (etapa II), correspondendo à carga orgânica volumétrica (COV) aplicada variando de 1,44 a 3,0 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, conforme apresentado na Tabela 2.

A justificativa pela escolha do TDH de 8 e 4 horas está embasada em estudos feitos por Além Sobrinho e Said (1991), Andrade Neto (2008) e no âmbito do PROSAB (CAMPOS, 1999), que afirmam que se pode diminuir significativamente o tempo mínimo de 12 horas sugerido na norma brasileira NBR 7229/1993 sem ocasionar perda na qualidade do efluente tratado.

O alcance do estado de equilíbrio dinâmico aparente (EEDA) foi verificado pelo balanceamento entre o consumo da alcalinidade e a produção dos ácidos voláteis e a remoção da matéria orgânica em cada etapa de operação. A estabilidade foi avaliada por meio de realização de análises físico-químicas com coleta de amostras simples de afluente e efluente de cada filtro às 9 h de cada dia para determinação da temperatura do líquido, do pH (4.500_H⁺) e da demanda química de oxigênio (DQO) (5.220_D) de acordo com a American Public Health Association (APHA), a American Water Works Association (AWWA) e a Water Environment Federation (WEF) (2012), alcalinidade a bicarbonato segundo Ripley, Boyle e Converse (1986) e ácidos voláteis conforme Dillalo e Albertson (1961). Todas as determinações foram realizadas em duplicata.

Estatísticas descritivas foram usadas para descrever os dados obtidos nos perfis de amostragem temporal nas etapas de operação. Medidas

de tendência central e dispersão, usando inferência estatística e nível de significância de 5% (valor p), foram realizadas. A normalidade da distribuição dos dados foi verificada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, e a inferência estatística foi realizada usando teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar as diferenças entre os filtros e as etapas de operação, com auxílio dos *softwares* Microsoft Office Excel 2010[®] e Statistica 10[®].

Os dados experimentais, obtidos com as determinações físico-químicas, foram apresentados em gráficos de dispersão com os pontos ligados por linhas suaves para facilitar a visualização. Os valores intermediários entre dois pontos consecutivos não representam interpolação de valores, pois não foram realizadas medições intermediárias nem efetuados ajustes nas curvas.

A caracterização do biofilme formado em cada material suporte foi realizada por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV), sendo as principais morfologias celulares presentes avaliadas de acordo com metodologia reportada por Fia *et al.* (2012b).

Nesta caracterização, as amostras foram fixadas com tampão de fosfato (pH 6,8), contendo 5% de glutaraldeído durante 1 hora e, em

Tabela 2 - Parâmetros operacionais dos filtros anaeróbios.

Etapa	Parâmetros	Meio suporte		
		Carvão ativado granular	Cerâmica de argila	Borracha de pneu
I) TDH=8 h	Q (L.h ⁻¹)	0,06	0,09	0,1
	COV (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	1,44	1,54	1,5
II) TDH=4 h	Q (L.h ⁻¹)	0,12	0,18	0,2
	COV (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	2,88	3,08	3,0

TDH: tempo de detenção hidráulica.

Tabela 1 - Valores médios e do desvio padrão dos parâmetros físico-químicos de caracterização do carvão ativado, da cerâmica de argila e da borracha de pneu.

Parâmetros	Carvão ativado	Cerâmica de argila	Borracha de pneu	Referência
pH	6,70 (0,08)	6,70 (0,07)	7,40 (0,16)	ASTM D 3838-1980 (1999)
Massa específica aparente (g.cm ⁻³)	0,63 (0,01)	0,96 (0,02)	0,38 (0,01)	ABNT NBR 12076 (1991b)
Densidade (g.cm ⁻³)	1,27 (0,01)	2,44 (0,30)	1,16 (0,20)	ABNT NBR 6457 (1986)
Teor de umidade (%)	49 (0,01)	4 (0,02)	17 (0,04)	ASTM D 2867-2004 (2004)
Teor de material volátil (%)	51 (0,03)	11 (0,01)	78 (0,02)	ASTM D 5832-1998 (2003)
Teor de cinzas (%)	5,89 (0,27)	0,31 (1,69)	-	ASTM D 2866-94 (2004)
Número de iodo (mg.g ⁻¹)	665,9 (0,01)	-	140,8 (0,02)	ABNT NBR 12073 (1991a)
Diâmetro (cm)	0,003	0,008	0,006-0,04	ABNT NBR NM 248 (2001)
Módulo de finura	2,98 (0,01)	4,98 (0,01)	4,12 (0,01)	ABNT NBR 6508 (1984)
Porosidade (%)	86	78	-	Método Brunauer, Emmett e Teller

Número de amostras=3; valores entre parênteses correspondem ao desvio padrão; ASTM: American Society of Testing and Materials.

seguida, enxaguadas 6 vezes em intervalos de 10 minutos com solução de tampão fosfato (0,1 mol.L⁻¹) e água destilada. A desidratação das amostras foi realizada com soluções de etanol em concentrações crescentes de 30, 50, 70, 80, 95 e 100% v/v.

As amostras foram secas a 30°C por 3 horas em um *Bal-Tec Critical Point Dryer* (CPD) 030 de 20 nm de espessura, posteriormente cobertas com uma camada de ouro por um *Sputter Coater Quorum Q150RES* e fixadas em suportes de alumínio (*stubs*) por uma caneta condutora de elétrons. O material foi depois examinado em microscópio eletrônico de varredura Zeiss® EVO/MAI 15.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação do desempenho

O comportamento dos filtros foi avaliado durante período de 165 dias, dividido nas etapas I e II com duração de 80 e 85 dias, respectivamente. Na Tabela 3, é apresentado um resumo dos valores de média aritmética, desvio padrão, mínimo e máximo obtidos nas análises de monitoramento dos filtros nas fases ou etapas I e II.

A temperatura média variou de 21,7 a 27,4°C na etapa I e de 16,3 a 20,7°C na II, sendo verificada diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

Tabela 3 - Resumo dos resultados de operação obtidos nas etapas I (tempo de detenção hidráulica de 8 horas) e II (tempo de detenção hidráulica de 4 horas).

Afluentes	Etapa I					Etapa II			
	N	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx
T (°C)	110	25,0	1,7	21,9	27,1	18,9	1,2	16,3	19,9
pH	110	6,6	0,5	6,2	8,6	7,1	0,3	6,1	7,4
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	110	144	67	62	340	270	64	113	363
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	110	162	40	35	210	74	49	36	196
DQO (mg.L ⁻¹)	110	457	56	372	615	291	90	249	544
Carvão ativado	Etapa I					Etapa II			
	N	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx
T (°C)	110	25,6	1,2	22,0	27,4	18,7	1,3	16,6	20,7
pH	110	8,0	0,2	7,3	8,3	7,4	0,3	6,9	8,2
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	110	288	39	240	427	372	35	312	468
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	110	44	19	17	87	16	33	8	101
DQO (mg.L ⁻¹)	110	38	28	1	87	69	27	34	142
Eficiência DQO (%)	110	94	7	74	99	79	11	51	93
Cerâmica de Argila	Etapa I					Etapa II			
	N	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx
T (°C)	110	25,7	1,8	22,0	27,0	18,0	1,0	16,8	20,4
pH	110	7,7	0,4	6,9	8,4	7,3	0,3	6,8	8,2
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	110	343	42	281	454	337	47	144	399
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	110	60	32	26	141	35	28	12	116
DQO (mg.L ⁻¹)	110	81	57	15	280	129	36	81	216
Eficiência DQO (%)	110	81	12	46	94	60	14	19	79
Borracha de Pneu	Etapa I					Etapa II			
	N	X	DP	Mín	Máx	X	DP	Mín	Máx
T (°C)	110	25,3	1,9	22,0	27,3	18,2	1,2	16,4	19,7
pH	110	7,6	0,3	7,0	8,2	7,5	0,4	7,0	8,2
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	110	359	39	286	418	332	38	255	379
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	110	24	9	17	47	25	24	9	138
DQO (mg.L ⁻¹)	110	58	53	15	183	117	37	67	188
Eficiência DQO (%)	110	88	12	61	97	63	11	41	79

N: número de amostras; T: temperatura do líquido; AB: alcalinidade a bicarbonato; ÁV: ácidos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio; X: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo.

entre as amostras, que pode ser justificada pela realização das análises em estações diferentes, sendo etapa I no verão e II no inverno. A diminuição da temperatura de aproximadamente 30% nas amostras dos efluentes dos filtros pode ter interferido na atividade microbiana, conforme também reportado por Jordão e Pessoa (2011).

Foi verificado decréscimo do pH nas amostras do efluente da etapa I (8,0; 7,7 e 7,6) em relação às da II (7,4; 7,3 e 7,5) nos filtros de carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu, respectivamente (Figura 1). Contudo, os valores estão de acordo com a faixa de 6,0 a 8,0 recomendada para sistemas anaeróbios por Chernicharo (2007) e Speece (1996). Apesar da diferença estatística significativa ($p < 0,05$), os valores do pH não interferiram no desempenho dos filtros em qualquer uma das etapas.

Na Figura 2, é ilustrada a variação da alcalinidade a bicarbonato e a concentração de ácidos voláteis nas amostras de afluente e efluente de cada filtro nas etapas I e II.

Durante toda a operação, a alcalinidade a bicarbonato mostrou-se superior nas amostras do efluente em relação àquelas obtidas nas do afluente nos filtros, indicando sua capacidade de tamponamento independente do meio suporte adotado.

A relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) foi de 0,51 nas amostras do afluente (média) e de 0,27, 0,38 e 0,28, respectivamente, nas amostras do efluente do F1, F2 e F3 na etapa I. Na II, os valores dessa relação aumentaram para 0,69 e 0,80, nessa ordem, nas amostras do efluente do F2 e F3.

Foi verificada diferença significativa na alcalinidade a bicarbonato ($p < 0,05$) entre as amostras do efluente dos filtros com cerâmica de argila (F2) e borracha de pneu (F3), com valores superiores em 23 e 28%, respectivamente, na etapa II comparados àquelas obtidos na I.

Na etapa I, a concentração média de ácidos voláteis nas amostras do efluente foi de 141 mgHAc.L⁻¹ no F2, seguida de 87 mgHAc.L⁻¹ e 47 mgHAc.L⁻¹ no F1 e F3, nessa ordem. Na II, a concentração média efluente de ácidos voláteis foi de 101, 116 e 138 mgHAc.L⁻¹ nas amostras do F1, F2 e F3, respectivamente.

Foi verificada diferença significativa na concentração de ácidos voláteis ($p < 0,05$), com valores inferiores a 63 e 42% na etapa II comparados aos obtidos na I, para as amostras do efluente dos filtros com cerâmica de argila (F2) e borracha de pneu (F3), nessa ordem.

As variações na concentração dos ácidos voláteis verificadas nas amostras do afluente durante o período de operação (20°, 48° e 135° dia) podem ter ocorrido provavelmente pela produção de ácidos voláteis decorrente da degradação da glicose no reservatório de armazenamento do substrato, o que também foi verificado por Miqueleto *et al.* (2005). Embora essa variação não tenha acarretado a diminuição da eficiência dos filtros, a frequência de limpeza do reservatório foi aumentada para minimizar essa degradação.

Durante o período de operação, não foi verificada instabilidade dos filtros em função da diminuição do TDH em 50% da etapa I para a II, pois foi verificada redução da concentração de ácidos voláteis e maior geração de alcalinidade a bicarbonato. De acordo com Ndon e Dangué (1997), um processo anaeróbio pode ser considerado estável quando apresentar

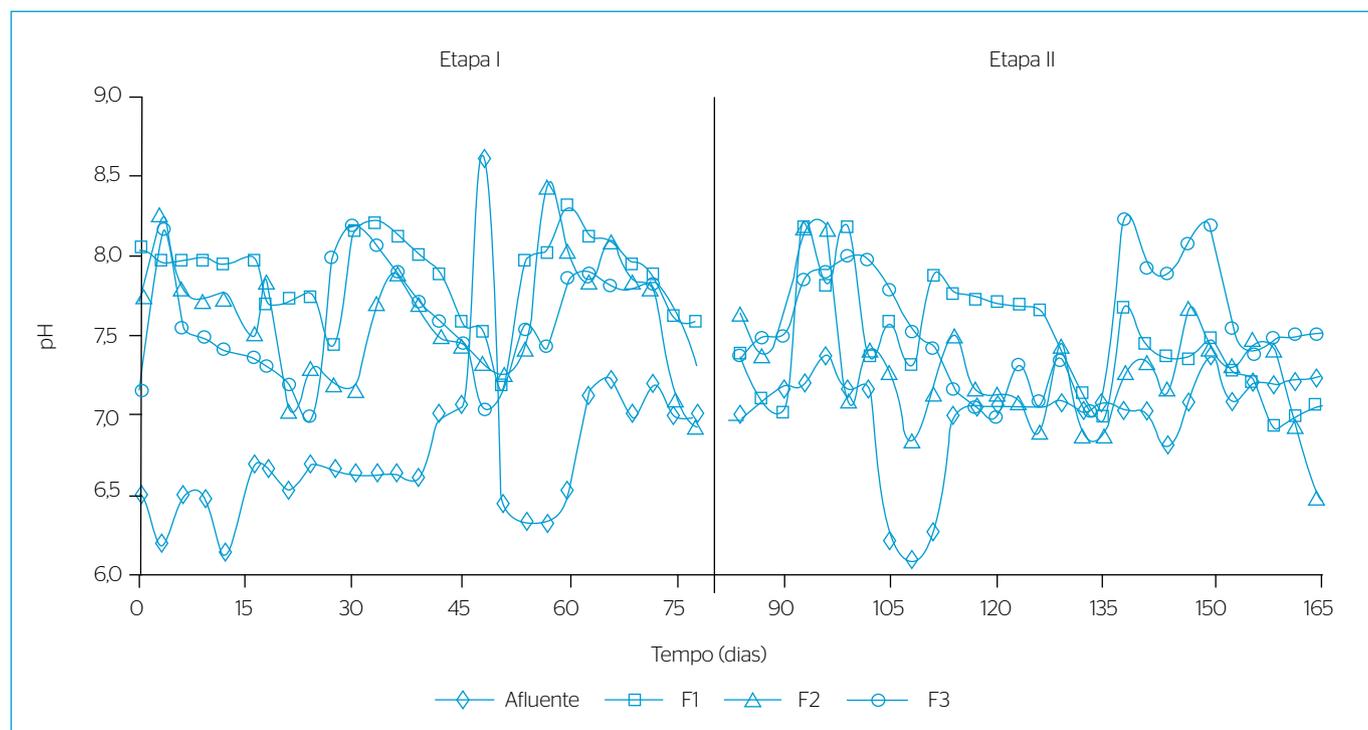


Figura 1 - Variações do pH nas amostras do afluente e efluente dos filtros nas etapas I e II (Carvão ativado: F1, cerâmica de argila: F2 e borracha de pneu: F3).

pequena redução na eficiência do sistema em função das mudanças das variáveis vazão, temperatura, pH, alcalinidade e ácidos voláteis.

Na Figura 3, é apresentada a variação da concentração da matéria orgânica, em termos de DQO, nas amostras do afluente e efluente dos filtros de carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu e as respectivas eficiências de remoção nas etapas I e II.

Como pode ser observado na Tabela 3, a concentração de matéria orgânica das amostras brutas, medida em termos de DQO, variou de

372 a 615 mg.L^{-1} , com média de 457 mg.L^{-1} na etapa I, e 249 a 544 mg.L^{-1} , com média de 291 mg.L^{-1} na II.

O filtro preenchido com carvão ativado apresentou eficiência média de remoção de DQO de 94%, variando de 74 a 99% na etapa I; na II, a eficiência média foi de 79%, variando de 51 a 93%.

Alguns autores obtiveram valores de eficiência de remoção de DQO similares aos verificados neste trabalho, tais como Oliveira *et al.* (2009) e Fernandes *et al.* (2013), que reportaram eficiências médias

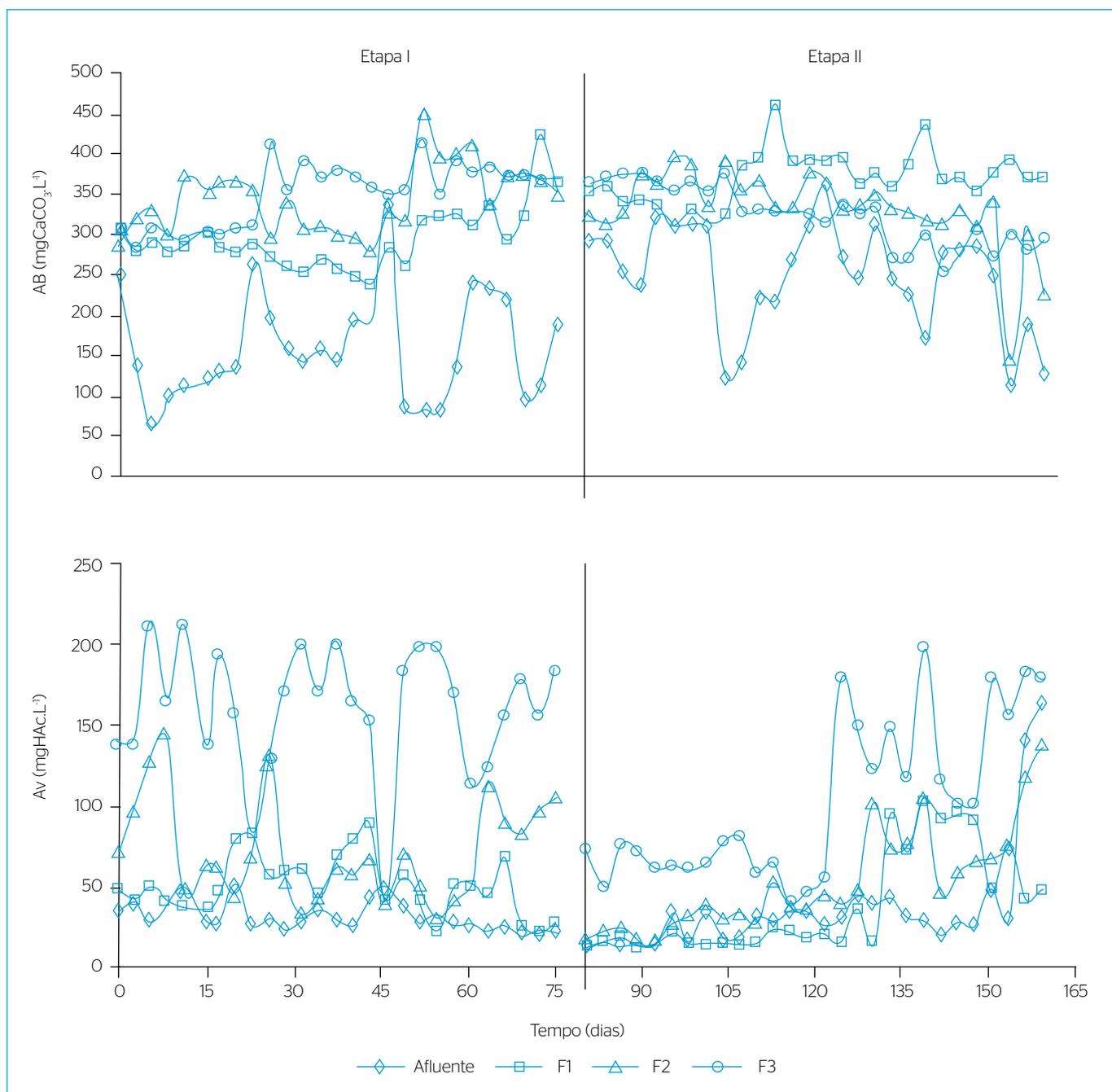


Figura 2 - Variações na alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis (AV) nas amostras do afluente e efluente dos filtros nas etapas I e II (carvão ativado: F1, cerâmica de argila: F2 e borracha de pneu: F3).

de remoção de DQO de 95 e 91% em reatores preenchidos com carvão vegetal ativado no tratamento de efluente sintético suplementado com alquilbenzeno linear sulfonado e efluente sintético a base de sacarose, respectivamente.

No filtro com cerâmica de argila, a DQO efluente média foi de 81 (57) mg.L⁻¹ para a etapa I e de 129 (36) mg.L⁻¹ para a II, e a eficiência

de remoção de DQO teve valor médio de aproximadamente 81 e 60%, nessa ordem.

No filtro com borracha de pneu, a DQO efluente média foi de 88 (12) mg.L⁻¹ para a etapa I e de 117 (37) mg.L⁻¹ para a II, com eficiência média de remoção de DQO de 88 e 63%, respectivamente. Os valores globais de eficiência de remoção de DQO obtidos neste trabalho

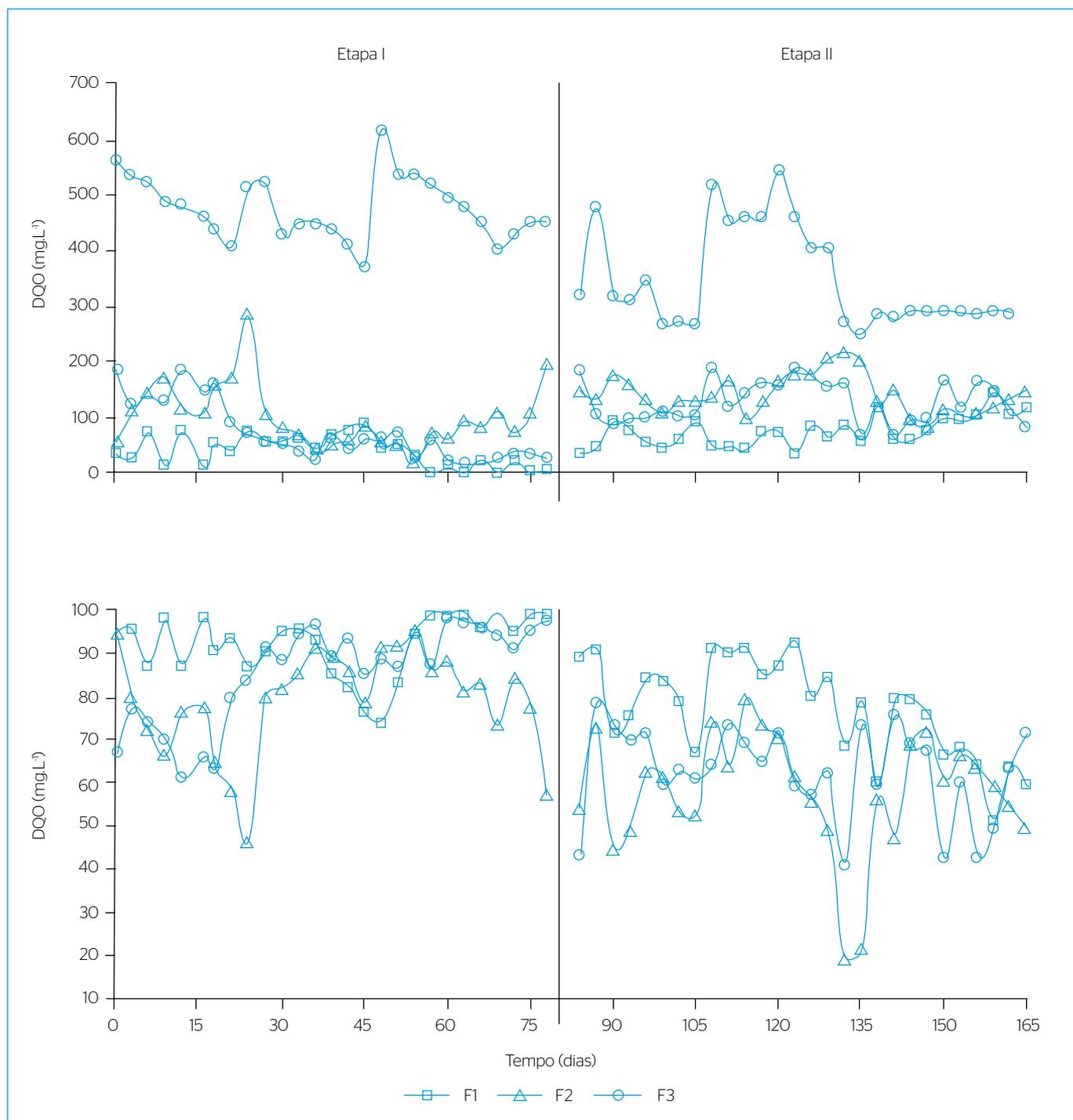


Figura 3 - Variações na demanda química de oxigênio nas amostras do afluente e efluente dos filtros nas etapas I e II (carvão ativado: F1, cerâmica de argila: F2 e borracha de pneu: F3).

foram superiores aos reportados por Niciura (2005), de 57% em reator anaeróbio de leito expandido preenchido com borracha de pneu e operado com TDH de 7,4 horas tratando esgoto sanitário. Ao reduzir o TDH para 3,2 horas, o autor obteve 70% de remoção de DQO.

Outros autores avaliaram a utilização de resíduos como materiais suporte. Campos, Petter e Kautzmann (2008) obtiveram eficiências de remoção de DQO de 29,6, 32,4 e 25,8% em filtros anaeróbios de fluxo ascendente (730 mL), preenchidos com resíduos cerâmicos (granulometria de 5,2 mm), cimentício (granulometria de 4,5 mm) e granítico (granulometria de 5,6 mm), no tratamento de esgotos sanitários. Os filtros foram operados com vazão afluente de 0,85 L.h⁻¹.

Em termos de remoção de DQO, as maiores diferenças estatísticas ($p < 0,05$) foram notadas entre os filtros de carvão ativado e de cerâmica de argila nas duas etapas de operação, pois foram obtidas eficiências de 94 e 81% (13%) na etapa I e de 79 e 60% (19%) na II.

De acordo com Silva *et al.* (2006), mesmo com as condições similares de operação entre os filtros para diferentes meios suportes, a eficiência de remoção da matéria orgânica e de adesão microbiana se dá possivelmente pelas características dos materiais e interações físico-químicas entre os materiais e o meio líquido, o que justifica a diferença entre os resultados.

O mesmo foi verificado por Wolff, Paul e Costa (2010), que atribuíram a diferença dos valores de remoção de carbono à influência do tipo de material suporte (forma ou características de superfície) e à superfície disponível para crescimento da biomassa. Esses autores obtiveram eficiências de 87 e 63% para reatores de leito móvel alimentados com efluente sanitário bruto preenchidos com plástico reciclado e polietileno, nessa ordem.

Entre as duas etapas de operação, também foi observada diferença estatística significativa ($p < 0,05$), sendo que um dos fatores intervenientes a essa diferença foi o aumento da carga hidráulica e, conseqüentemente, da velocidade ascensional na etapa II. De acordo com Chernicharo (2007), o aumento da carga hidráulica pode ocasionar redução no tempo de residência celular, diminuição do grau de estabilidade do filtro e aumento na probabilidade de falha no sistema, devido ao menor tempo de permanência do líquido e, por conseguinte, do contato deste com os microrganismos.

Os resultados não foram diferentes apenas devido à mudança do TDH. A diminuição da temperatura de aproximadamente 30% nas amostras do efluente dos filtros na etapa II pode ter interferido na velocidade específica de utilização do substrato, pois, segundo Foresti *et al.* (2002), valores de temperatura entre 20 e 25°C podem reduzir a atividade da degradação em cerca de 50% quando comparada àquela verificada para sistemas operados a 35°C.

Uma das vantagens desse sistema é a utilização de meio suporte para imobilização da biomassa dos filtros que são capazes de amortecer choques hidráulicos e orgânicos. De acordo com Fia *et al.* (2012b), o meio suporte permite aos filtros mais estabilidade e elevada eficiência de degradação, mesmo quando operados com variações nos TDH.

Na etapa II, com redução do TDH para 4 horas, a eficiência global de remoção de DQO foi reduzida em 16, 26 e 28% nos filtros de carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu, respectivamente, quando comparada àquelas obtidas na I. Essa redução pode estar relacionada ao aumento da velocidade ascensional e à menor capacidade do biofilme microbiano em tratar o material orgânico nos filtros nessa condição operacional.

Conforme comentado anteriormente, a menor redução na eficiência de remoção da DQO foi observada no filtro com carvão ativado, o que pode estar relacionado as suas características de possuir maior quantidade de poros, menor módulo de finura e granulometria mais homogênea quando comparado aos demais materiais analisados. Esse filtro suportou melhor a variação da carga hidráulica aplicada e apresentou maior retenção da biomassa quando comparado aos demais materiais.

É importante ressaltar que os resultados obtidos neste trabalho se referem a esgoto sintético, ou seja, sem contribuição significativa de sólidos em suspensão que poderiam contribuir para a colmatação do filtro.

Além disso, as dimensões dos grãos dos materiais alternativos avaliados (Tabela 1) neste trabalho são reduzidas em comparação à brita, comumente adotada como meio suporte em filtros biológicos, o que pode ser considerado outro fator limitante a sua aplicação em escala plena. Assim, seria interessante que também fossem conduzidos estudos com filtros em escala real para avaliação do comportamento destes mesmos materiais no tratamento de esgoto sanitário real.

Apesar dessas limitações para aplicação em escala plena no tratamento de esgotos sanitários, o desempenho dos filtros preenchidos com materiais alternativos quanto à estabilidade e à eficiência de remoção de DQO foi superior a 63% mesmo quando operados com TDH de 4 horas e temperatura média de 16,4°C, podendo ser considerada uma alternativa para tratamento de esgotos diluídos.

Avaliação quantitativa da biomassa aderida

Na Figura 4, são apresentadas fotomicrografias dos microrganismos presentes na biomassa imobilizada nos diferentes materiais suporte dos filtros anaeróbios.

Nas etapas I e II, foram observados bacilos, cocos e filamentos nos materiais suportes dos filtros. No entanto, a morfologia predominante em todas as condições estudadas foi composta de bacilos não fluorescentes com contornos redondos, semelhantes às do gênero *Methanosaeta sp.* Verificou-se também presença de células semelhantes às do gênero *Methanosarcina sp.* no filtro com cerâmica de argila.

Na Figura 4a, é possível observar a presença de polímeros extracelulares, provavelmente devido ao processo de colonização no material suporte. De acordo com Torres, Rodríguez e Uribe (2003), esse material é elaborado por bactérias sésseis e pode ser utilizado como meio de fixação, além de proteger contra condições adversas, como aplicação de choques hidráulicos. Oliveira (2010) também observou formação de polímeros

extracelulares no polietileno de baixa densidade na etapa inicial de operação de um filtro biológico tratando efluente de aquicultura.

Han *et al.* (2013) notaram organismos filamentosos com predomínio das espécies *Methanosaeta sp.* e *Methanosarcina sp.* em um reator de leito fixo com fibra de carvão ativado em condições mesofílicas, tratando efluente sintético.

Embora tenha apresentado bons resultados, o filtro com cerâmica de argila apresentou problemas na etapa inicial de colonização do biofilme, provavelmente devido as suas características de porosidade, área superficial e volume dos poros (Tabela 1).

Apesar de ter sido verificada presença de microrganismos na borracha de pneu, esse filtro não apresentou a melhor eficiência, o que pode ter

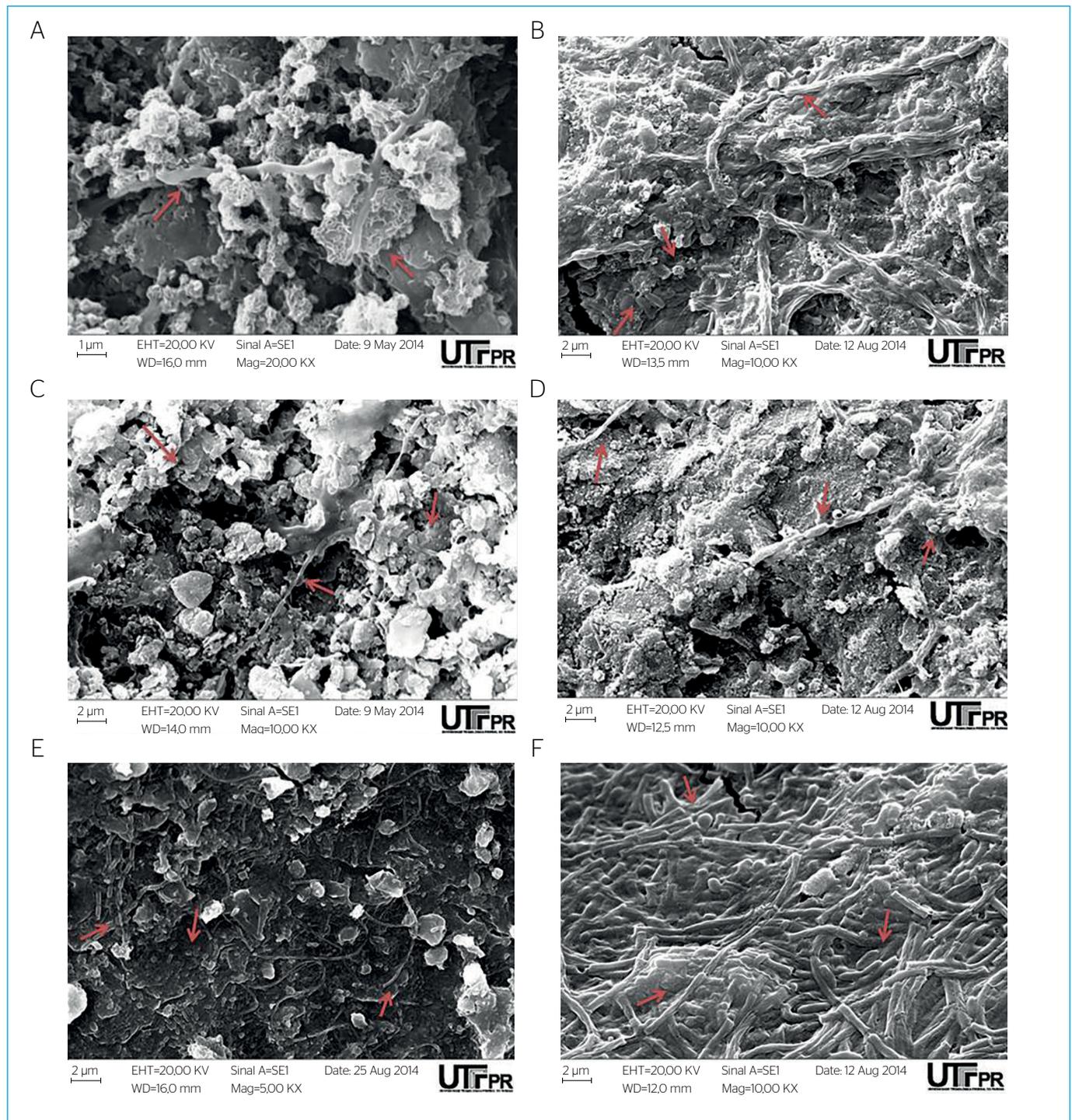


Figura 4 - Fotomicrografias do biofilme presente nos filtros de carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu – etapas I (a, c, e) e II (b, d, f) – obtidas por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV), respectivamente.

ocorrido pela fragilidade do material suporte e do fácil desprendimento do biofilme. Esse aspecto influencia a quantidade de biofilme aderido à borracha de pneu, apesar da rugosidade e da presença de sulcos verificados.

O filtro com carvão ativado apresentou eficiência média global de 84% na remoção de DQO, o que pode ser atribuído a maior área superficial, maior número de poros e de maior tamanho verificados na caracterização físico-química (Tabela 1), que favorecem a retenção e fixação da biomassa.

Picanço *et al.* (2001) avaliaram o biofilme aderido em quatro diferentes materiais suporte em um reator anaeróbico de fluxo ascendente, mantido em condições mesofílicas, tratando esgoto sintético semelhante ao utilizado neste trabalho. Os autores atribuíram a diferença na quantidade de biomassa aderida nos meios suportes porosos — espuma de poliuretano e cerâmica de argila — em comparação aos não porosos — PVC e tijolo refratário — às diferentes capacidades de retenção e porosidade específica destes. Os autores notaram ainda predominio de arqueias metanogênicas semelhantes à *Methanoseta sp.* nos materiais cerâmicos e de *Methanosarcina sp.* nos materiais poliméricos.

Conforme também verificado neste trabalho, Silva *et al.* (2006) observaram melhor aderência e maior quantidade de microrganismos em reator anaeróbico horizontal com carvão ativado, seguido de reator com borracha de pneu e de reator com cerâmica porosa, no tratamento de esgoto sanitário sintético similar ao utilizado neste trabalho.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos durante a realização deste trabalho, foi possível concluir que:

- Apesar da redução do TDH em 50% na etapa II de operação, a estabilidade dos filtros em termos de pH, alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis não foi afetada;
- Com a diminuição do TDH de 8 (etapa I) para 4 horas (etapa II) foi verificada redução da eficiência de remoção de DQO em 15, 21 e 25% nos filtros com carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu, respectivamente;
- Nas condições operacionais avaliadas, o filtro com carvão ativado apresentou melhor estabilidade e maiores eficiências de remoção de DQO, seguido do filtro de borracha de pneu e de cerâmica de argila. Assim, estes dois últimos também podem ser consideradas boas alternativas para meio suporte de filtros no tratamento de esgotos com menores concentrações de sólidos em suspensão.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS

- AISSE, M.M.; JÜRGENSEN, D.; ALÉM SOBRINHO, P. (2001) Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.). *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*: Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte: Projeto PROSAB. v. 2. p. 111-118.
- ALÉM SOBRINHO, P.; SAID, M.A. (1991) Decanto digestor e filtro anaeróbico, experiência de campo. Proposições para alteração do método de dimensionamento do filtro anaeróbico proposto pela NBR 7229. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais...* ABES. p. 202-224.
- ALMEIDA, P.G.S. de; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C.A. de L. (2011) Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 3, p. 281-290. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522011000300010>
- AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C.; BORGES, C.P. (2014) Evaluation of the Use of Powdered Activated Carbon in Membrane Bioreactor for the Treatment of Bleach Pulp Mill Effluent. *Water Environment Research*, v. 86, n. 9, p. 788-799. <https://doi.org/10.2175/106143014X13975035526383>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- AMERICAN SOCIETY OF TESTING AND MATERIALS (ASTM). (2004) *D 2866-1994*: Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon. Estados Unidos: ASTM.
- _____. (1999) *D 3838-1980*: Standard Test Method for pH of Activated Carbon. Estados Unidos: ASTM.
- _____. (2003) *D 5832-1998*: Standard Test Method for Volatile Matter Content of Activated Carbon. Estados Unidos: ASTM.
- _____. (2004) *D 2867-2004*: Standard Test Method for Moisture in Activated Carbon. Estados Unidos: ASTM.
- ANDRADE NETO, C.O. de. O Uso do Filtro Anaeróbico para Tratamento de Esgoto Sanitário. *Meio Filtrante*, Santo André, v. 5, n. 19, p. 12-16, 2008.

- ANDRADE NETO, C.O. de; MELO, H.N.S.; LUCAS FILHO, M. (2001) Filtros Anaeróbios com Fluxo Ascendente e Fluxo Descendente. *In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.). Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos.* Belo Horizonte: Projeto PROSAB. v. 2. p. 185-192.
- ANDRADE NETO, C.; PEREIRA, M.G.; MELO, H.S. (2000) Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. *In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA*, 6, 2000, Recife. *Anais...* UFPE. v.1. p. 28-35.
- AQUINO, S.F.; BRANDT, E.M.F.; CHERNICHARO, C.A. (2013) Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitaria Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 187-204. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (1984) *NBR 6508: Solo - Determinação da densidade real dos grãos.* Rio de Janeiro: ABNT.
- _____. (1986) *NBR 6457: amostras de solos - Preparação para ensaios de compactação e caracterização.* Rio de Janeiro: ABNT.
- _____. (1991a) *NBR 12073: Carvão ativado pulverizado - Determinação do número de iodo - Método de ensaio.* 1991.
- _____. (1991b) *NBR 12076: Carvão ativado pulverizado - Determinação da massa específica aparente. Código Secundário: MB 3413.* Rio de Janeiro: ABNT.
- _____. (2001) *NBR NM 248: Agregados - Determinação da composição granulométrica.* Rio de Janeiro: ABNT.
- BARROS, A.R.; SILVA, E.L. (2012) Hydrogen and ethanol production in anaerobic fluidized bed reactors: Performance evaluation for three support materials under different operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*, v. 61, p. 59-65. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2011.12.002>
- BODKHE, S. (2008) Development of an improved anaerobic filter for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 1, p. 222-226. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.026>
- CAMPOS, J.R. (Org.). (1999) *Tratamento de Esgoto Sanitário por processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.* Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB. 464 p.
- CAMPOS, L.E. de F.; PETTER, C.O.; KAUTZMANN, R.M. (2008) Filtro anaeróbio: uso de resíduos de construção como material suporte. *Revista de Ciências Ambientais*, v.2, n.1, p.5-13. <http://dx.doi.org/10.18316/124>
- CHERNICHARO, C.A.L. (2007) *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios.* 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v. 5. 380 p.
- CONCEIÇÃO, V.M.; FREIRE, F.B.; CARVALHO, K.Q. (2013) Treatment of textile effluent containing indigo blue dye by a UASB reactor coupled with pottery clay adsorption. *Acta Scientiarum - Technology*, v. 35, p. 53-58. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v35i1.13091>
- CRUZ, L.M. de O.; STEFANUTTI, R.; CORAUCCI FILHO, B.; TONETTI, A.L. (2013) Coconut shells as filling material for anaerobic filters. *SpringerPlus*, v. 2, n. 655.
- DEL NERY, V. (1987) *Utilização de lodo anaeróbio imobilizado em gel no estudo da partida de reatores de fluxo ascendente com manta de lodo.* Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T.T. (2005) Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 8, p. 2583-2595. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.12.015>
- DILLALO, R.; ALBERTSON, O.E. (1961) Volatile acids by direct titration. *Journal Water Pollution Control Federation*, Nova York, v. 33, n. 4, p. 356-365.
- FERNANDES, B.S.; SAAVEDRA, N.K.; MAINTINGUER, S.I.; SETTE, L.D.; OLIVEIRA, V.M.; VARESCHE, M.B.A.; ZAIAT, M. (2013) The effect of biomass immobilization support material and bed porosity on hydrogen production in an Upflow Anaerobic Packed-Bed Bioreactor. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 170, n. 6, p. 1348-1366. <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0262-7>
- FIA, F.R.L.; MATOS, A.T. de; BORGES, A.C.; FIA, R.; CECON, P.R. (2012a) Treatment of wastewater from coffee bean processing in anaerobic fixed bed reactors with different support materials: performance and kinetic modeling. *Journal of Environmental Management*, v. 108, p. 14-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.033>
- FIA, R.; SCHUERY, F.C.; MATOS, A.T. de; FIA, F.R.L.; BORGES, A.C. (2012b) Influence of flow direction in the performance of anaerobic filters. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 34, p. 141-147. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v34i2.10353>
- FORESTI, E. (2002) Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 10, p. 181-186.
- FREIRE, F.B.; PIRES, E.C.; FREIRE, J.T. (2008) Influência da imobilização de biomassa e do tamanho da partícula na fluidodinâmica de um reator anaeróbio de leito fluidizado. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 30, n. 1, p. 73-81. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v30i1.3216>
- GARCIA, M.L.; LAPA, K.R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. (2008) Effects of bed materials on the performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating domestic sewage. *Journal of Environmental Management*, v. 88, n. 4, p. 1471-1477. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.015>
- HAN, W.; YUE, Q.; WU, S.; ZHAO, Y.; GAO, B.; LI, Q.; WANG, Y. (2013) Application and advantages of novel clay ceramic particles (CCPs) in an up-flow anaerobic bio-filter (UAF) for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 137, p. 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.124>
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. (2011) *Tratamento de Esgotos Domésticos.* 6. ed. Rio de Janeiro: Abes. 969 p.
- LI, Y.Z.; HE, Y.L.; LIU, Y.H.; YANG, S.; ZHANG, G. (2005) Comparison of the filtration characteristics between biological powdered activated carbon sludge and activated sludge in submerged membrane bioreactors. *Desalination*, v. 174, n. 3, p. 305-314. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.10.005>

- MELIDIS, P.; VAIPOULOU, E.; ATHANASOULIA, E.; AIVASIDIS, A. (2009) Anaerobic treatment of domestic wastewater using an anaerobic fixed-bed loop reactor. *Desalination*, v. 248, n. 1-3, p. 716-722. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.009>
- MIQUELETO, A.P.; RODRIGUES, J.; RATUSZNEI, S.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. (2005) Treatment of easily degradable wastewater in a stirred anaerobic sequencing batch biofilm reactor. *Water Research*, v. 39, n. 11, p. 2376-2384. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.017>
- MOCKAITIS, G.; PANTOJA, J.L.R.; RODRIGUES, J.A.D.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. (2014) Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v. 37, p. 1361-1368. <https://doi.org/10.1007/s00449-013-1108-y>
- NDON, U.J.; DAGUE, R.R. (1997) Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. *Water Research*, v. 31, n. 10, p. 2455-2466. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00105-X)
- NICIURA, C.L. (2005) *Avaliação do uso da banda de rodagem de pneus inservíveis triturada como suporte ao desenvolvimento de biofilmes em um reator anaeróbio de leito expansível*. 204 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- OLIVEIRA, K.V. de. (2010) *Caracterização de Comunidade Microbiana em Biofilme Associado a Filtro Biológico para o Tratamento de Efluente de Aquicultura*. 122 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Porto Alegre.
- OLIVEIRA, L.L. de; DUARTE, I.C.S.; SAKAMOTO, I.K.; VARESCHE, M.B.A. (2009) Influence of support material on the immobilization of biomass for the degradation of linear alkylbenzene sulfonate in anaerobic reactors. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 2, p. 1261-1268. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.013>
- OLIVEIRA NETTO, A.P.; ZAIAT, M. (2012) Treatment of domestic sewage in an anaerobic-aerobic fixed-bed reactor with recirculation of the liquid phase. *Clean – Soil, Air, Water*. <https://doi.org/10.1002/clen.201100672>
- PICANÇO, A.P.; VALLERO, M.V.G.; GIANOTTI, E.P.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C.E. (2001) Influence of Porosity and Composition of Supports on the Methanogenic Biofilm Characteristics Developed in a Fixed Bed Anaerobic Reactor. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 197-204.
- PINTO, J.D. da S.; CHERNICHARO, C.A.L. (1996) Escória de alto forno: uma nova alternativa de meio suporte para filtros anaeróbio. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 3, 1996. Anais... Gramado: ABES/ANDIS/AIDIS.
- RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, Nova York, v. 58, n. 5, p. 406-411.
- RIVERA, A.; GONZÁLEZ, J.S.; CASTRO, R.; GUERRERO, B.; NIEVES, G. (2002) Tratamientos de efluentes de destilería en un filtro anaeróbio de flujo ascendente. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 131-137.
- SANTOS, D.A. dos; ARROSTI, L.T.B.; TERAN, F.J.C. (2010) Emprego de pneu triturado como meio suporte de um reator anaeróbio de leito expandido tratando efluente de indústria de refrigerantes. *Engenharia Ambiental*, v. 7, n. 3, p. 250-262.
- SILVA, A.J.; HIRASAWA, J.S.; VARESCHE, M.B.A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. (2006) Evaluation of support materials for the immobilization of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea. *Anaerobe*, v. 12, p. 93-98. <https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2005.12.003>
- SPEECE, R.E. (1996) *Anaerobic Biotechnology for Industrial Waste Waters*. Estados Unidos: Vanderbilt University, 394 p.
- STETS, M.I.; ETTO, R.M.; GALVÃO, C.W.; AYUB, R.; CRUZ, L.M.; STEFFENS, M.B.R.; BARANA, A.C. (2014) Microbial community and performance of slaughterhouse wastewater treatment filters. *Genetics and Molecular Research*, v. 13, p. 4444-4455. <https://doi.org/10.4238/2014.June.16.3>
- TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J.R.; FADINI, P.S.; NICOLAU, C.E. (2013) Desnitrificação em um sistema simplificado de tratamento de esgoto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, p. 381-392. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000400010>
- TORRES, P.; RODRÍGUEZ, J.A.; URIBE, I.E. (2003) Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca em filtro anaeróbio: influencia del médio de soporte. *Scientia et Technica*, n. 23, p. 75-80. <http://dx.doi.org/10.22517/23447214.7393>
- WEBER JR., W.; PIRBAZARI, M.; MELSON, G. (1978) Biological growth on activated carbon: an investigation by scanning electron microscopy. *Environmental Science Technology*, v. 12, n. 7, p. 817-819. <http://dx.doi.org/10.1021/es60143a005>
- WOLFF, D.B.; PAUL, E.; COSTA, R.H.R. da. (2010) Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 149-154. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000200007>
- YOUNG, J.C.; MCCARTY P.L. (1969) The anaerobic filter for waste treatment. *Stanford University Technical Report*, n. 87.
- YU, H.Q.; ZHAO, Q.B.; TANG, Y. (2006) Anaerobic treatment of winery wastewater using laboratory-scale multi- and single-fed filters at ambient temperatures. *Process Biochemistry*, v. 41, p. 2477-2481. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.06.011>
- ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; FORESTI, E. (1994) Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo Para Tratamento de Águas Residuárias: Concepção e Avaliação Preliminar de Desempenho. *Revista Brasileira de Engenharia Química*, v. 11, n. 2, p. 33-42.