

REATORES COMBINADOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES CONTENDO FORMALDEÍDO

RESUMO

Devido a crescente exigência relacionada à conservação do meio, tem se investido no aperfeiçoamento do tratamento de esgoto sanitário e efluentes industriais contendo compostos tóxicos, que, quando lançados *in natura*, acarretam distúrbios aos sistemas biológicos de tratamento utilizados na maioria dos municípios. O formaldeído, composto utilizado em larga escala na indústria, pode estar presente em esgotos municipais pelo lançamento inadequado na rede coletora e representa uma toxicidade elevada aos processos de biodegradação de matéria orgânica. Diante dos fatos, o presente estudo avalia a utilização de um sistema compacto de alta taxa visando a degradação de elevadas concentrações desse composto utilizando esgoto sanitário como co-substrato, em um sistema combinado anaeróbio-aeróbio, constituído de Filtro Anaeróbio (FA) seguido de Biofiltro Aerado Submerso (BAS) e Decantador Secundário (DS). O desempenho do sistema será avaliado por meio da eficiência de remoção do formaldeído e da matéria orgânica, medida em termos de demanda química de oxigênio (DQO), além do monitoramento do oxigênio dissolvido (OD), pH, alcalinidade e sólidos suspensos totais. Para aplicação de 300 mg.L⁻¹ de formaldeído, cuja DQO afluente é 1382 mg O₂.L⁻¹, foram alcançadas remoções de 87,4% de DQO e 98,85% de formaldeído, evidenciando a robustez do sistema combinado em degradar compostos tóxicos.

PALAVRAS-CHAVE: Reatores combinados, compostos tóxicos, formaldeído

INTRODUÇÃO

Sistemas combinados

As vantagens que a combinação dos processos anaeróbio e aeróbio podem oferecer ao tratamento de efluentes estão relacionadas às suas propriedades individuais. É característico do processo anaeróbio a baixa produção de sólidos (lodo), em torno de 5 a 10 vezes menor que em processos aeróbios, e a tolerância a elevadas cargas orgânicas (CHERNICHARO, 2006) por meio da utilização de uma tecnologia relativamente simples com baixo consumo de energia e conseqüentemente baixo custo operacional. No entanto, seu efluente, geralmente possui matéria carbonácea e nitrogenada em concentrações elevadas para o lançamento direto em corpos d'água, respeitando-se a legislação vigente.

Comparado ao processo anaeróbio, o efluente do processo aeróbio possui menor carga orgânica, sendo compatível com padrões de lançamento previstos na resolução CONAMA n° 430 (Brasil, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, DBO_{5,20} de 120 mg O₂.L⁻¹ ou eficiência de 60% na remoção do mesmo parâmetro, além de ser capaz de transformar compostos nitrogenados em seu estado mais oxidado (nitrito e nitrato). Porém demandam maiores custos, devido à necessidade de aeração, operação mais complexa e elevada produção de lodo, o qual exige posterior estabilização antes da disposição final (VON SPERLING, 1997).

Combinando-se ambos os sistemas, o tratamento aeróbio complementa a remoção da matéria orgânica remanescente do processo anaeróbio, consumindo menos oxigênio, devido à menor carga orgânica afluente e, conseqüentemente, utilizando menos energia elétrica e produzindo menor quantidade de lodo não estabilizado, minimizando os custos de operação. Além de também favorecer a remoção e conversão de nitrogênio.

Formaldeído

O formaldeído, além de ser um composto largamente utilizado em diversos processos industriais como nos têxteis, na manufatura de papéis (CAMPOS et al., 2003) e de compensados de madeira (VIDAL et al., 1999), na fabricação de corantes, espelhos, resinas e explosivos (MOTELB, 2002), atua como conservante e antisséptico, sendo, em uma solução a 0,5%, capaz de destruir, em um período de contato de 6 a 12 horas, todas as espécies de microrganismos (OLIVEIRA et al., 2004). Outra utilização do formaldeído, em solução de 8% a 10%, é a conservação de cadáveres e peças de anatomia, sendo o principal composto utilizado para este fim (INCA, 2015).

Há vários estudos na literatura sobre a biodegradação de formaldeído em diversas configurações de sistema. No trabalho de HABIB e VAHABZADEH (2013), os autores avaliaram a capacidade da bactéria

Ralstonia eutropha em degradar concentrações de 200 mg HCHO.L⁻¹ e 1400 mg HCHO.L⁻¹ em um reator com biomassa imobilizada utilizando Kissiris, um mineral vulcânico poroso, como meio suporte. Para uma concentração de entrada de formaldeído igual a 1400 mg/L foi atingida uma remoção de 99,7%. No que se refere a tratamento anaeróbio, Priya e colaboradores (2009), avaliaram o desempenho de um filtro anaeróbio em escala de bancada na remoção de formaldeído, foi alcançada degradação de 99% do composto em questão e eficiência 92% para a remoção de DQO. Sistemas combinados anaeróbio-aeróbio foram pesquisados por outros autores, e eficiências de degradação de até 97,3% do formaldeído e 90,6% da DQO foram alcançadas de acordo com o trabalho de FOCO, et al. (2015). Apesar das taxas de degradação de formaldeído e DQO alcançadas nestes trabalhos serem satisfatórias e, em alguns casos, ocorrer a desnitrificação do efluente, foi observado em alguns estudos a conversão do formaldeído em outro composto tóxico, o fenol.

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de um sistema combinado anaeróbio/aeróbio, composto por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso, e a capacidade de degradação de elevadas concentrações de formaldeído associado a esgoto sanitário como co-substrato, em unidades compactas e modulares.

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de tratamento em escala de bancada foi implantado e está sendo operado nas dependências do Laboratório de Saneamento (LABSAN), da Faculdade de Engenharia Civil (FEC), da UNICAMP.

Origem do afluente

O esgoto bruto afluente é retirado diretamente da rede coletora de esgoto do Campus de Barão Geraldo da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, a partir de uma caixa de passagem localizada no Laboratório de Protótipos, utilizando-se uma bomba submersa, que recalca o fluido para um reservatório de 200 L, onde são coletados 30 L para abastecimento do sistema. O esgoto sanitário utilizado é proveniente do complexo hospitalar da universidade e adjacências, no qual circulam aproximadamente 10 mil pessoas diariamente, com um regime de geração e composição em função dessas atividades, principalmente a sazonalidade e características inerentes às atividades de um campus universitário.

A coleta se dá semanalmente, as terças-feiras no horário entre 8h e 9h da manhã, a partir de uma caixa de passagem existente de fácil acesso. Os sólidos grosseiros são removidos, ainda no local da coleta, utilizando-se uma peneira de abertura 2 mm, e os recipientes, com o esgoto coletado, são levados até o Laboratório de Saneamento, onde o reator é operado. O reservatório de alimentação do reator, para onde esgoto coletado é transferido, é lavado a cada semana a fim de se evitar o acúmulo de sólidos nas paredes, o que poderia interferir nas características do esgoto afluente ao sistema. Para evitar que haja deposição de matéria orgânica no fundo é utilizada uma bomba submersa da marca Sarlobatter modelo SB 2700 para manter os sólidos em suspensão no esgoto.

Concepção dos sistemas

Na Figura 1 está apresentado um fluxograma do sistema de tratamento adotado. Foram construídas as seguintes unidades: filtro anaeróbio (FA), biofiltro aerado submerso (BAS) e decantador secundário (DS). Em cada sistema existem 4,0 pontos de amostragem de efluentes na saída do recipiente de alimentação e de cada um dos reatores (P1, P2, P3 e P4) conforme Figura 1.

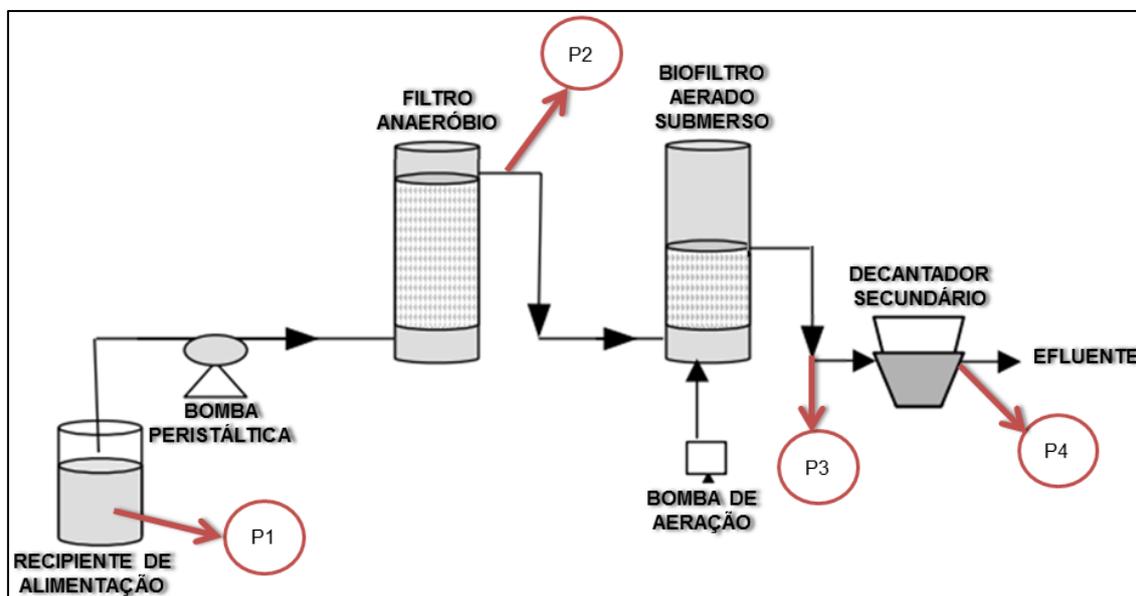


Figura 1: Fluxograma do sistema em escala de bancada. (Pontos de Amostragem: P1 – Esgoto bruto; P2 – Efluente do filtro anaeróbio; P3 – Efluente do biofiltro aerado submerso; P4 – Efluente do decantador secundário).

O reator foi construído em PVC e as características físicas de cada unidade estão relacionadas na Tabela 1.

Tabela 1: Aspectos Construtivos das unidades do reator

	FA	BAS	DS
Diâmetro (m)	0,050	0,050	0,050
Altura (m)	1,050	1,050	0,165
Altura do Meio Suporte (m)	1,000	0,500	-
Volume (L)	2,060	1,080	0,324
Índice de Vazios (%)	90,3	89,8	-
Volume útil (L)	1,860	0,970	0,324
TDH (h)	13,77	7,18	2,4
Vazão do Esgoto Sanitário (L.h⁻¹)	0,135	0,135	0,135

O meio suporte empregado para imobilização da biomassa presente no FA e no BAS é constituído por anéis tipo *pal ring* de 16 x 16 mm de diâmetro e comprimento, índice de vazios de 90% e área superficial de 260 m².m⁻³. A entrada de esgoto sanitário e formaldeído acontece na base do FA utilizando-se duas bombas peristálticas, uma para cada substrato.

Funcionamento do sistema

O abastecimento do sistema ocorre por meio de um reservatório de 20 litros de capacidade, que conta com duas bombas distintas. Uma para promover a alimentação do filtro anaeróbio com o esgoto sanitário, e outra responsável pela alimentação da unidade com formaldeído. As bombas peristálticas utilizadas são da série DM-5000 da Provitec.

O filtro anaeróbio (FA) é alimentado em fluxo ascendente, seguindo para o biofiltro aerado submerso (BAS), também por fluxo ascendente, e por último para o decantador secundário (DS), onde ocorre a sedimentação dos possíveis sólidos, a uma vazão constante.

Todo o sistema funciona com um timer programado 18/24h, ou seja, as bombas funcionam por 45 minutos e desligam por 15 minutos, para evitar o desgaste prematuro do motor.

A operação é subdividida em duas fases. Na primeira, o sistema é alimentado somente com esgoto sanitário, sem adição de composto tóxico, a uma vazão de $0,135 \text{ L.h}^{-1}$, e um tempo de detenção hidráulico (TDH) de 22,85 horas do sistema, a fim de se desenvolver a biomassa dos reatores. Na segunda fase de operação, há adição de formaldeído a uma vazão de $0,05 \text{ L.h}^{-1}$, reduzindo o TDH para 17,04 horas.

A coleta dos pontos de amostragem para a realização das análises laboratoriais ocorre após 24h da alimentação do reator a fim de respeitar o TDH do sistema. Como a vazão é relativamente baixa gasta-se em média 4 horas para coletar o volume necessário de cada ponto. Sendo assim a amostragem se aproxima do método composto, devido ao tempo demandado para a coleta e a representatividade do mesmo.

Métodos Analíticos

As análises físicas e químicas são realizadas nas dependências do LABSAN da FEC/UNICAMP.

As amostras são coletadas dos reatores e analisadas no mesmo dia, conforme metodologias apontadas na Tabela 2.

Tabela 2: Métodos empregados nos ensaios laboratoriais.

Parâmetro	Metodologia	Frequência
Alcalinidade Parcial	Titulométrico – Ripley (1986)	1 X / semana
Alcalinidade Total	SM20 2320 B	1 X / semana
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	SM20 5520 D	1 X / semana
Oxigênio Dissolvido	SM20 4500-O-D	1 X / semana
Sólidos Suspensos Totais	SM20 2540 D	1 X / semana
Sólidos Suspensos Fixos	SM20 2540 E	1 X / semana
Sólidos Suspensos Voláteis	SM20 2540 E	1 X / semana
Formaldeído	NIOSH modificado por GEORGHIU (1989)	1 X / semana
pH	SM20 4500 H ⁺ B	1 X / semana

Fonte: Elaboração própria

RESULTADOS

Variáveis físicas e químicas

A partir das análises físicas e químicas foi possível quantificar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto.

As características do esgoto afluyente se aproximam de um esgoto sanitário tipicamente doméstico, segundo Jordão e Pessoa (2011), conforme exposto na Tabela 3.

Tabela 3: Características do esgoto bruto coletado para a pesquisa.

Parâmetro	Unidade	N	Média	DP	Mínimo	Máximo
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	21	587,10	165,47	321	948
OD	mg O ₂ .L ⁻¹	18	1,42	1,57	0,14	5,49
Alc. Parcial	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	23	177,35	40,57	115,18	260,67
Alc. Total	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	23	276,18	43,55	148,52	327,35
SST	mg.L ⁻¹	21	197,65	143,71	40	542,86
pH	-	23	7,48	0,46	6,48	7,91

Fonte: Elaboração própria

A primeira fase de operação ocorreu por 179 dias, onde o sistema operou somente com esgoto sanitário. Não houve a inoculação de lodo nos reatores, sendo necessário aguardar o desenvolvimento da biomassa anaeróbia para prosseguir com as etapas subsequentes.

Após a etapa de estabilização da biomassa, foi adicionado 197 mg.L^{-1} de formaldeído ao sistema.

Os resultados dos 247 dias de operação, sendo 55 deles com adição de formaldeído, foram obtidos através das análises realizadas nos quatro pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4) e estão representados por EB, FA, BAS e DS respectivamente.

Esses parâmetros têm o objetivo de avaliar a eficiência do tratamento após cada uma das unidades do sistema, e estão graficamente representados a seguir em duas etapas. A etapa 1, operando apenas com esgoto sanitário, e a etapa 2 após a adição de formaldeído.

Na Figura 2 observa-se a variação nas concentrações de OD e DQO, e remoção de DQO nos 4 pontos de amostragem.

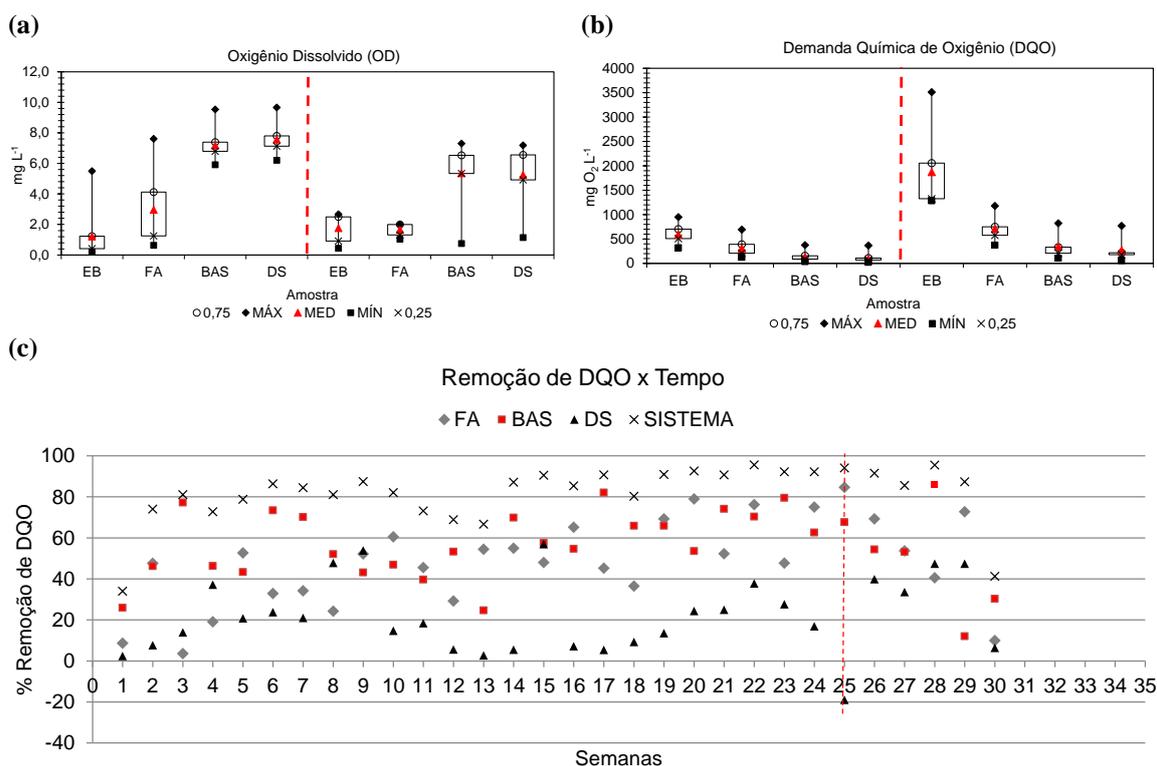


Figura 2: Valores de OD (a), DQO (b) e eficiência da remoção de DQO (c) nos pontos de amostragem do sistema.

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) do EB e do FA são elevadas $1,3 \pm 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,7 \pm 1,9 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Com relação às cocentrações de OD elevadas, provavelmente são devido a existência de queda em torno de 1,0 m no ponto de coleta, provocando turbulência e incorporação de OD. O ponto de coleta do filtro anaeróbio propiciava a incorporação de oxigênio dissolvido na amostra, o que a descaracterizava. Tal problema operacional foi devidamente solucionado alterando-se a localização do registro de coleta.

A concentração de OD esteve mais alta no BAS ($6,8 \pm 1,4 \text{ mg.L}^{-1}$), que operou com aeração para suprir a necessidade da biomassa, e no DS ($7,0 \pm 1,5 \text{ mg.L}^{-1}$), etapa posterior ao tratamento aeróbio, caracterizando a saída do efluente.

A DQO de entrada na etapa 1 foi de $592 \pm 159 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$, valores de esgoto doméstico variam entre 200 e 800 mg.L^{-1} (JORDÃO e PESSOA, 2011). Enquanto a DQO de saída do sistema esteve em $99 \pm 64 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$.

A partir do momento em que a remoção ficou estável, da semana 19 a 24 com eficiência de $92,0 \pm 1,6\%$, o formaldeído foi adicionado para início da operação da segunda etapa, o que ocorreu na 25ª semana de operação.

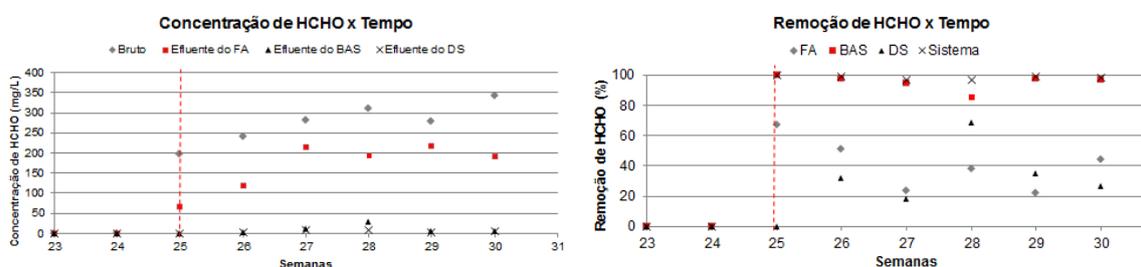
Em decorrência da adição da primeira concentração de formaldeído, a biomassa pode ter sofrido com o efeito tóxico do composto e houve um desprendimento de sólidos, resultando em uma remoção negativa de DQO no FA. A partir da semana seguinte o sistema já começou a responder positivamente.

A etapa 2 teve um aumento na DQO no afluente do sistema, com valores similares a esgotos industriais, em torno de 1800 mg.L⁻¹. Porém a eficiência da remoção do sistema se manteve acima de 85% mesmo na segunda etapa, indicando que o FA assimilou o aumento da carga orgânica afluente imposta.

Castagnato (2006) operou um sistema combinado de filtro anaeróbio seguido por biofiltro aerado submerso tratando de 50 a 400 mg.L⁻¹ de formaldeído e obteve uma média de 84,4 ± 7,3 % na redução da concentração de DQO no sistema, semelhante ao alcançado neste trabalho de 82,0 ± 14,1 %.

As eficiências de remoção de DQO nas unidades anaeróbia (FA) e aeróbia (BAS) ainda não estão estabilizadas na segunda etapa de operação. Espera-se que a eficiência de remoção do BAS aumente ao longo da operação do sistema, como observado por Batista (2007), que também analisou um sistema composto por filtro anaeróbio e biofiltro aerado submerso e definiu que o responsável pela alta eficiência de degradação da DQO era o BAS, mesmo para altas concentrações (1303 ± 188 mg O₂.L⁻¹) e de formaldeído (252 ± 87 mg.L⁻¹).

A adição de HCHO e as eficiências obtidas quanto a remoção do composto pelo sistema estão representadas graficamente na Figura 3 (a e b).

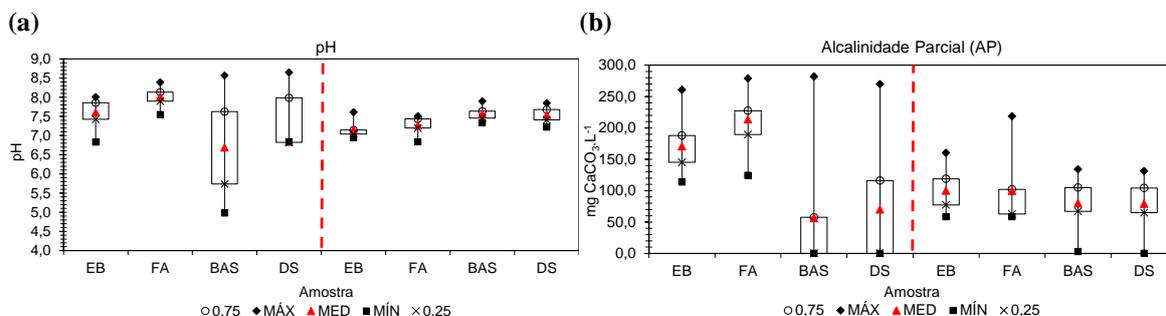


(a) (b)
Figura 3: Valores de Concentração de HCHO (a) e de eficiência de remoção de HCHO (b) nos pontos de amostragem do sistema.

Na primeira etapa, até a semana 24, os reatores foram operados sem adição de formaldeído. Na segunda etapa foram adicionadas concentrações de 198 a 343 mg.L⁻¹ de HCHO progressivamente com o intuito de possibilitar a adaptação da biomassa ao composto tóxico. A remoção de formaldeído pelo biofiltro aerado submerso acima de 95% compensa os relativamente baixos valores do filtro anaeróbio, entre 22% e 67%, e a grande variação, evidencia a sensibilidade desta unidade frente ao composto tóxico. Este comportamento também foi verificado por Foco *et al.* (2015), que registrou valores de remoção variáveis de 62±25% do filtro anaeróbio para concentração inicial variando de 26 a 1055 mg HCHO. L⁻¹.

A compensação da unidade aeróbia faz com que a eficiência global na remoção de HCHO seja estável e acima de 97% desde a primeira dosagem, caracterizando o sistema como robusto e propício a degradar cargas maiores.

Na figura 4 tem-se a representação gráfica dos valores de pH, alcalinidades parcial e total.



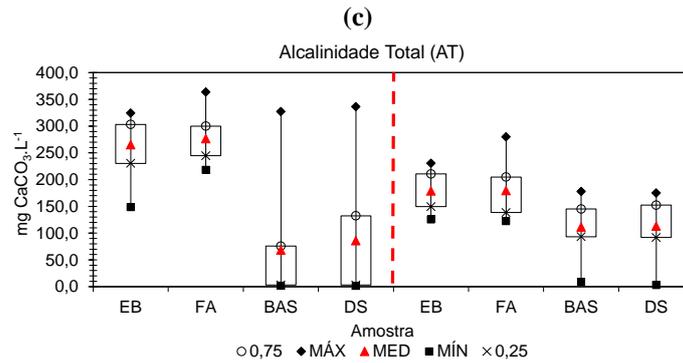


Figura 4: Valores de pH (a), AP (b) e AT (c) nos pontos de amostragem do sistema.

Segundo Lettinga *et al.* (1996), o pH e a alcalinidade estão intimamente relacionados entre si, portanto serão discutidos em conjunto.

Chernicaró (2007) estabelece que no tratamento anaeróbio, o pH ótimo para os microrganismos produtores de metano deve estar na faixa de 6,6 e 7,4, mas também é possível conseguir uma estabilidade numa faixa de 6,0 a 8,0. Nos processos anaeróbios, o pH é afetado pelo ácido carbônico e pelos ácidos voláteis, onde a capacidade de tamponamento do sistema quase que completamente depende do sistema gás carbônico/alcalinidade na faixa de pH entre 6,0 e 7,5.

Nas duas fases apresentadas, o pH manteve-se no intervalo de 6,0 a 8,0 no EB e no FA. O BAS e o DS estavam abaixo desses valores na primeira etapa, mas vale ressaltar que o reator encontrava-se em início de operação e em processo de formação da biomassa durante esse período, portanto seu efeito tampão ainda não fora capaz de manter o pH próximo a neutro e a baixa alcalinidade presente no efluente deixa o mesmo susceptível a variações de pH, o que pode ser prejudicial a manutenção da biomassa. Os baixos valores de alcalinidade presentes no BAS, $4,0 \pm 1,3 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, podem estar relacionados a nitrificação do efluente da unidade, resultante da baixa disponibilidade de fonte de carbono (DQO igual a $221,0 \pm 76,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) e alta concentração de OD ($7,0 \pm 0,2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), como observado no trabalho de Domingues (2005), cuja taxa de transformação de amônia em tal unidade foi de $27 \pm 14\%$. Na etapa 2, após a adição de formaldeído, o sistema reduziu sua taxa de nitrificação a quase zero, evidenciado pelo elevado valor de alcalinidade, estabilidade ($111,0 \pm 54,2 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) e pH em torno de neutro, próximo a condição adequada de operação.

Para o lançamento dos esgotos em corpos d'água, a legislação também estabelece valores limites para o pH, que deve estar entre 5,0 e 9,0 (BRASIL, 2011). Os resultados obtidos no efluente do DS estão dentro desses limites.

Na Figura 5, estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais.

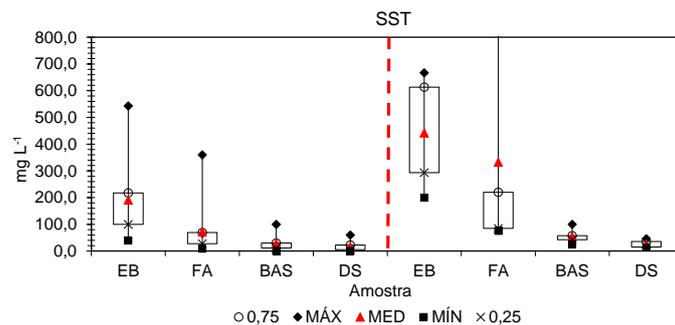


Figura 5: Valores de SST nos pontos de amostragem do sistema.

Para esgotos domésticos, a faixa de concentração de sólidos suspensos totais é de 120 a $360 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Para um efluente tratado deseja-se valores menores de $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de SST (JORDÃO e PESSOA, 2011).

A primeira etapa de operação apresentou $191 \pm 128 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de SST no afluente do EB, e $17 \pm 17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente do DS, representando uma remoção de $88,6 \pm 14,5\%$ de sólidos suspensos totais no sistema.

Na etapa 2 ocorreu um aumento na concentração de sólidos afluente, porém, observa-se que a eficiência de remoção se manteve próxima à da etapa 1, igual a $92,3 \pm 6,0\%$.

CONCLUSÃO

Com a concepção do sistema apresentado, composto por um filtro anaeróbio, seguido de um biofiltro aeróbio submerso e de um decantador secundário e operado por 247 dias, foi possível concluir:

- Os reatores são capazes de degradar as concentrações de formaldeído aplicadas no período, entre 198 a 343 mg.L^{-1} .
- A aplicação de formaldeído foi sentida pela biomassa anaeróbia, evidenciado pela queda na eficiência de remoção de DQO, porém tal efeito foi amenizado pelo biofiltro aerado submerso, que, apesar de também ser afetado, manteve boas taxas de remoção, fazendo com que a degradação global se mantivesse estabilizada.

RECOMENDAÇÕES

O presente estudo ainda está em andamento e será dada continuidade nas aplicações de concentrações progressivas de formaldeído.

O sistema seguirá em operação e a adição de composto tóxico deve ocorrer até o limite para inibição da biomassa anaeróbia.

Após o aumento da concentração de formaldeído deverá ser determinada a eficiência de remoção dos sistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA/AWWA/WEF. Standard Methods of the Examination of water and wastewater. 22nd Edition. New York: American Public Health Association, 2012.
2. BATISTA, V.M. Sistema combinado aplicado ao tratamento de esgoto sanitário contendo formaldeído: desempenho e avaliação da biomassa. 2007. Dissertação (mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade de Campinas, Campinas.
3. BRASIL - Ministério do Meio Ambiente - MMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - 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. Diário Oficial da União, Brasília, 16 de maio de 2011a, 8 p.
4. CASTAGNATO, R. Tratabilidade de esgoto sanitário contendo formaldeído em um sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso. 2006. Dissertação (mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade de Campinas, Campinas.
5. CAMPOS, J.L; SÁNCHEZ, M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J.M. Coupled BAS and anoxic USB system to remove urea and formaldehyde from wastewater. Water Research, v. 37, p. 3445-3451, 2003. CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG .Belo Horizonte. 379p., 2007.
6. DOMINGUES, L.M. Sistema combinado filtro-anaeróbio-biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação do esgoto sanitário, 2005. 166 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Campinas, Campinas, 2005.
7. FOCO, M. L. R; BATISTA, V. M; CANDELO, F. P; NOUR, E. A. A. Degradação de formaldeído tratado em conjunto com esgoto sanitário em sistema combinado anaeróbio-aeróbio. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.
8. GEORCHIOU, P.E.; HO, C.K. The chemistry of the cromotrópico acid method for the analysis of formaldehyde. Can. J. Chem. v. 67, p. 871-876, 1989.
9. HABIBI, A.; VAHABZADEH, F. Degradation of formaldehyde in packed-bed bioreactor by kissiris-immobilized *Ralstonia eutropha*. Biotechnology And Bioprocess Engineering, [s.l.], v. 18, n. 3, p.455-464, jun. 2013
10. INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER JOSÉ DE ALENCAR GOMES DA SILVA - INCA. http://www1.inca.gov.br/conteudo_view.asp?ID=795 (acesso em 20 de novembro de 2015).
11. JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro, ABES, 2011.
12. LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W., ZEEMANG G. Biological wastewater treatment. Wageningen Agricultural University, ed. January, 1996.
13. MOTELEB, M.A.; SUIDAN M.T.; KIM J.; MALONEY, S. W. Pertubated loading of a formaldehyde waste in an anaerobic granular activated carbon fluidized bed reactor. Water Research, v. 36, p. 3775-3785, 2002.

14. OLIVEIRA, S.V.W; MORAES, E.M.; ADORNO, M.A.T.; VARESCHE, M.B.A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Formaldehyde degradation in an anaerobic packed-bed bioreactor. *Water Research*, v. 38, p.1685-1694, 2004.
15. PRIYA, K.R., SANDHYA, S., SWAMINATHAN, K. Kinetic analysis of treatment of formaldehyde containing wastewater in UAFB reactor. *Chemical Engineering Journal*. v. 148, p. 212–216, 2009.
16. RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C., CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *J. Water Pollution Control Fed.*, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.
17. VIDAL, G.; JIANG, Z. P.; OMIL, F.; THALASSO, F.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Continuous anaerobic treatment of wastewater containing formaldehyde and urea. *Bioresource Technology*. v. 70, p. 283-291, 1999.
18. VON SPERLING, M. *Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: Lodos Ativados*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 416 p., 1997.