

II-567 – AVALIAÇÃO DE SISTEMA REATOR UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR APLICADO NA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO

Michel Marques Monteiro⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (PPGERHA/UFPR).

Ellen Caroline Baettker⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (PPGERHA/UFPR).

Miguel Mansur Aisse⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) e Professor Permanente do PPGERHA/UFPR.

Selma Aparecida Cubas⁽¹⁾

Doutora em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (USP) e Professora do Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS) da UFPR e do PPGERHA/UFPR.

Endereço⁽¹⁾: PPGERHA – UFPR. Centro Politécnico – Bloco V – Primeiro andar – Jd. das Américas – Curitiba – Paraná – CEP: 81.531.990 – Tel: +55 (41) 3361-3144 – E-mail: michelmonteiro@gmail.com

RESUMO

A codisposição do lixiviado com esgoto doméstico pode ser uma solução viável para solucionar o problema do tratamento do lixiviado, uma vez que este é uma das partes mais complicadas na operação de aterros sanitários. A utilização da codisposição reduz a carga aplicada no sistema de tratamento e, também, regula o requerimento nutricional dos sistemas biológicos, sendo que na proporção de até 10% não interfere significativamente nos processos. Várias são as tecnologias de tratamento possíveis para a codisposição e, considerando o tratamento anaeróbio que é amplamente utilizado no Brasil, em especial do Paraná, propõe-se a possibilidade da inserção de um filtro biológico percolador - FBP como pós-tratamento de reatores UASB. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho do sistema UASB seguido de filtro biológico percolador em escala piloto utilizado na codisposição de lixiviado com esgoto doméstico. O filtro biológico utilizado como pós-tratamento foi construído em acrílico, formato cilíndrico, adaptado das configurações usualmente adotadas, sem ventilação na parte inferior. O meio suporte utilizado foi de resíduos conduítes plásticos (aparas), utilizado em instalações elétricas. O trabalho foi dividido na avaliação das eficiências do reator UASB e do FBP, além da avaliação do meio suporte, pretendendo-se inferir sobre o desempenho geral do sistema. Na Etapa 1 foi monitorado o reator UASB, já nas Etapas 2 e 3 foi monitorado o FBP, sendo na Etapa 2 a TAS aplicada de $13,75 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e na Etapa 3 de $5,00 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. As análises laboratoriais foram realizadas nas dependências do LABEAM, na Universidade Federal do Paraná. O reator UASB (Etapa 1) apresentou uma eficiência média na remoção de DQO de 48%, já o FBP, na Etapa 2, apresentou desprendimento da biomassa, e na Etapa 3 apresentou eficiência média de remoção de DQO de 33%, valor baixo para esse tipo de tratamento, se aproximando mais das eficiências obtidas por filtros anaeróbios. Foi concluído que o meio suporte utilizado, assim como as características não convencionais aplicadas no filtro não permitiram uma adequada aderência da biomassa no meio suporte, interferindo assim nos processos de transferência de massa e de oxigênio, resultando em baixa eficiência de tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto Doméstico, Lixiviado de Aterro Sanitário, Codisposição, Pós-tratamento de Reator UASB, Filtro Biológico Percolador.

INTRODUÇÃO

Como um dos grandes problemas ambientais decorrentes dos aterros sanitários, pode ser destacada a produção do lixiviado de aterro sanitário, devido a sua composição complexa, sendo necessária a aplicação de técnicas de tratamento que consigam absorver grandes cargas orgânicas aplicadas (RENOU et al., 2008).

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, conhecido como codisposição, pode ser uma solução viável para solucionar o problema do tratamento do lixiviado. A codisposição do lixiviado com esgoto doméstico reduz a carga a ser aplicada no sistema de tratamento, além de regular o requerimento nutricional necessário para o funcionamento adequado dos sistemas biológicos (MARTTINEM et al., 2003; KHALID et al., 2011). Além disso, segundo Campos et al. (2014), a adição de lixiviado em proporções volumétricas de até 10% não altera significativamente a eficiência do tratamento do esgoto.

A utilização de tratamento anaeróbio na codisposição vem se mostrando como uma solução viável para efeito de tratamento do lixiviado de aterro sanitário (BAETTKER et al., 2017). A adoção de uma solução de tratamento anaeróbio e com baixa necessidade de operação é muito importante para países em desenvolvimento, pois representam uma solução de tratamento de baixo custo. A grande quantidade de reatores UASB no Brasil, em especial do Paraná, sob a administração da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), reforçam a necessidade de mais estudos na área de codisposição em reatores UASB.

Baettker et al. (2017) realizaram uma pesquisa tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, sendo essa pesquisa desenvolvida em duas partes, uma em escala de bancada e uma em escala piloto. Nas duas etapas o reator UASB utilizado teve Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 8 horas e foram estudadas as eficiências em três etapas. Na primeira o tratamento apenas esgoto doméstico, a segunda tratando esgoto e lixiviado na proporção de 2% e a terceira tratando esgoto e lixiviado na proporção de 5%. Os autores alcançaram, para os experimentos de bancada, as eficiências de remoção de matéria orgânica na forma de Demanda Química de Oxigênio (DQO) de 75%, 48% e 56%, para o reator tratando apenas esgoto, com 2% e com 5% de lixiviado, respectivamente. Já para os experimentos em escala piloto as eficiências de remoção de DQO foram de 55% no reator UASB tratando apenas esgoto doméstico, 58% para a proporção de 2% e 51% para a proporção de 5% de lixiviado de aterro sanitário. Ficou concluído que a adição de lixiviado de aterro sanitário de proporções volumétrica de 2% e 5% não alteram significativamente a eficiência do reator UASB.

Torres et al. (2009) realizaram estudos utilizando 2 reatores UASB, em escala de bancada, com volume de 6 litros cada, sendo que o primeiro reator trabalhou apenas com esgoto doméstico e o segundo reator operou com esgoto e lixiviado de aterro sanitário na proporção volumétrica de 5%. Os reatores foram mantidos em ambiente com temperatura controlada de 27°C. O TDH adotado foi 24 horas no período de partida e de 8 horas na operação. Sendo monitorados DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e nitrogênio amoniacal. No primeiro reator as eficiências alcançadas foram de 72% para DBO, 70% para DQO e 9% para nitrogênio amoniacal, já no segundo reator as eficiências foram de 77% para DBO, 75% para DQO e 33% para nitrogênio amoniacal.

Ramos et al. (2009) realizaram experimentos com reator UASB trabalhando com esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário na proporção volumétrica de 10%. O reator UASB utilizado foi construído em PVC com altura de 2,35 m, diâmetro de 150 mm, totalizando em um volume útil de 41,5 L. O experimento foi conduzido com TDH de 12 horas, vazão aplicada de 83 L.d⁻¹ e COV de 2,1 kgDQO.m⁻³.d⁻¹. As eficiências alcançadas foram de 49,3% para a DQO, 66% para Sólidos Suspensos Totais (SST) e 66% para Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

No tratamento combinado as eficiências alcançadas com o UASB não são suficientes para o atendimento dos padrões de lançamento impostos pelo conselho nacional do meio ambiente (CONAMA), por meio das resoluções 357 de 2005 e 430 de 2011, sendo necessária a adoção de um pós-tratamento (VIEIRA, 2013). Nessa perspectiva os filtros biológicos percoladores (FBP) se apresentam como uma solução para o pós-tratamento do efluente de reatores UASB aplicados na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, principalmente por ser uma tecnologia de simples operação e com baixos custos operacionais (ABOU-ELALA et al., 2015), se adequando a realidade brasileira.

Silva e Leite (2015) realizaram experimentos com o objetivo de investigar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando o sistema composto por reator UASB seguido de um FBP. O reator UASB foi alimentado com substrato composto por 99% esgoto doméstico e 1% lixiviado de aterro sanitário, em volume, sendo o UASB, com volume de 0,045 m³, alimentado por fluxo contínuo. Já o FBP teve foi alimentado por batelada, possuindo volume de 0,035 m³. A operação do sistema foi dividida em duas etapas. Na primeira etapa a Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada no UASB foi de

1,0 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ e no FBP de 0,4 kgDBO.m⁻³.d⁻¹, já na segunda etapa a COV aplicada no UASB foi de 1,5 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ e no FBP de 0,6 kgDBO.m⁻³.d⁻¹. A Taxa de Aplicação Superficial (TAS) no FBP foi de 2,39 m³.m⁻².d⁻¹, na etapa 1 e 5 m³.m⁻².d⁻¹ na etapa 2. O tempo de ciclo do FBP na primeira etapa do estudo foi de 8 horas e na segunda etapa foi de 4,3 horas. Os autores observaram que o pH ficou na magnitude média de 7,5 e 7,3 na primeira e segunda etapas, respectivamente, no reator UASB. Foi observado na segunda etapa um consumo de 35% da alcalinidade total do sistema no FBP, devido a maior taxa de amonificação observada. A eficiência de remoção de DBO do sistema foi de 60% na primeira etapa e 76% na segunda etapa e para DQO a eficiência do sistema foi de 85% na primeira etapa e 89% na segunda etapa. A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal foi de 18% na primeira etapa e 58% na segunda etapa. Os autores ainda observaram que a eficiência de remoção de DQO filtrada no sistema foi menor que a remoção de DQO total o que pode indicar que a maior parte da matéria orgânica do sistema se encontra em suspensão ou é sedimentável.

Oliveira et al. (2015) desenvolveram um estudo com o objetivo de avaliar a influência da carga orgânica aplicada e do TDH no processo de tratamento combinado anaeróbio e aeróbio de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, de forma a atender os padrões de lançamento em corpos hídricos. O sistema utilizado foi no estudo foi um sistema Reator UASB seguido por um FBP. O estudo foi dividido em três etapas, sendo aplicada uma razão volumétrica de lixiviado de aterro sanitário de 1% na Etapa 1, 10% na Etapa 2 e novamente 1% na Etapa 3. O reator UASB foi construído em PVC com volume de 42 L. As vazões do UASB foram 143 L.d⁻¹, 56 L.d⁻¹ e 227 L.d⁻¹, nas etapas 1, 2 e 3, respectivamente. As cargas orgânicas volumétricas aplicadas, nas etapas 1, 2 e 3, foram de 1,0 kgDBO.m⁻³.d⁻¹, 1,2 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ e 1,5 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ e o TDH de 7,5 horas, 18 horas e 5 horas. O FBP também foi construído em PVC com volume de 35 L, sendo utilizada a brita nº 4 como meio suporte. O fluxo de alimentação no FBP foi intermitente com tempo de ciclo de 8 horas nas etapas 1 e 3 e de 4 horas na etapa 2. A COV aplicada no FBP foi de 0,4 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ na Etapa 1 e 0,6 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ nas demais etapas. A TAS foi de 2,39 m³.m⁻².d⁻¹ na Etapa 1, 2,84 m³.m⁻².d⁻¹ na Etapa 2 e 4,70 m³.m⁻².d⁻¹ na Etapa 3. A Etapa 1 teve duração de 168 dias, a Etapa 2 de 196 dias e a Etapa 3 teve duração de 112 dias, sempre trabalhando com substrato em temperatura controlada de 25°C. A eficiência da remoção de matéria orgânica no sistema, na forma de DQO, foi de 85%, 57% e 89% nas etapas 1, 2 e 3, respectivamente, aumentando as eficiências de remoção de DQO observadas apenas no reator UASB que foram de 60%, 46% e 70%, nas etapas 1, 2 e 3. Quanto a remoção de nitrogênio amoniacal as eficiências foram de 21% na Etapa 1, 72% na Etapa 2 e 61% na Etapa 3. Os valores observados na Etapa 2 gerou um efluente com concentração de nitrogênio amoniacal de 17 mg.L⁻¹. Como conclusão desse trabalho, os autores constataram a viabilidade de se empregar um sistema de reator UASB seguido por um FBP na codisposição de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário.

Diversos são os aspectos importantes para o correto funcionamento de um FBP, entre esses a escolha de um meio suporte adequado é fundamental. Os meios suportes são os responsáveis por acomodar os microrganismos que realizam o tratamento, sendo compostos por materiais inertes, com grande índice de vazios e elevada área específica (DORADO et al., 2010; WASIK; CHMIELOWSKI, 2017). A utilização de meios suportes plásticos vem se tornando uma tendência nos projetos de FBP devido, principalmente, ao grande índice de vazios, a grande área superficial e o baixo peso quando comparados aos meios suporte convencionais, como a brita e a escória de alto forno. O grande inconveniente dos recheios plástico está no seu preço, nesse contexto a utilização de meios suportes alternativos, que muitas vezes chegam a ser considerados resíduos, se torna muito atrativa do ponto de vista da diminuição dos custos envolvidos (ALMEIDA, 2007).

Conhecer o comportamento hidrodinâmico de reatores é de fundamental importância para a otimização de processos, detecção de problemas, falhas operacionais e de projeto além de ser muito importante para garantir o correto funcionamento dos reatores, sendo fundamental na determinação do regime de fluxo que o reator opera e também para a detecção de anomalias no fluxo do processo com a presença de zonas mortas, fluxos preferenciais e curtos-circuitos, que reduzem a eficiência do reator (DANTAS et al., 2000; CRUZ et al., 2016).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um sistema composto de um reator UASB seguido de um Filtro Biológico Percolador (FBP) aplicados na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico.

MATERIAIS E MÉTODOS

Aparato experimental

Os reatores utilizados no estudo ficam localizados no município de Curitiba, Paraná, dentro da Estação de tratamento de Esgotos (ETE) Padilha Sul da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). O reator UASB utilizado, em escala piloto, foi construído em PVC com altura total de 1,90 m. O volume útil do UASB utilizado é de 150 L.

O reator foi alimentado por duas bombas, uma helicoidal de deslocamento positivo para a alimentação com esgoto doméstico e uma bomba dosadora para a alimentação com lixiviado. A proporção da codiposição é de 95% esgoto doméstico e 5% de lixiviado de aterro sanitário.

O FBP, também em escala piloto, utilizado no estudo foi construído de material acrílico com altura útil de 1,20 m e diâmetro de 0,20 m. Adotando o índice de vazios do meio suporte utilizado como 95%, conforme indicado por Nascimento (2001), o volume útil encontrado para o reator foi de 35,80 L. O FBP operou com alimentação intermitente ou em batelada nos períodos de adaptação da biomassa.

A Figura 1 apresenta um desenho esquemático do aparato experimental juntamente com imagens dos reatores utilizados no estudo.

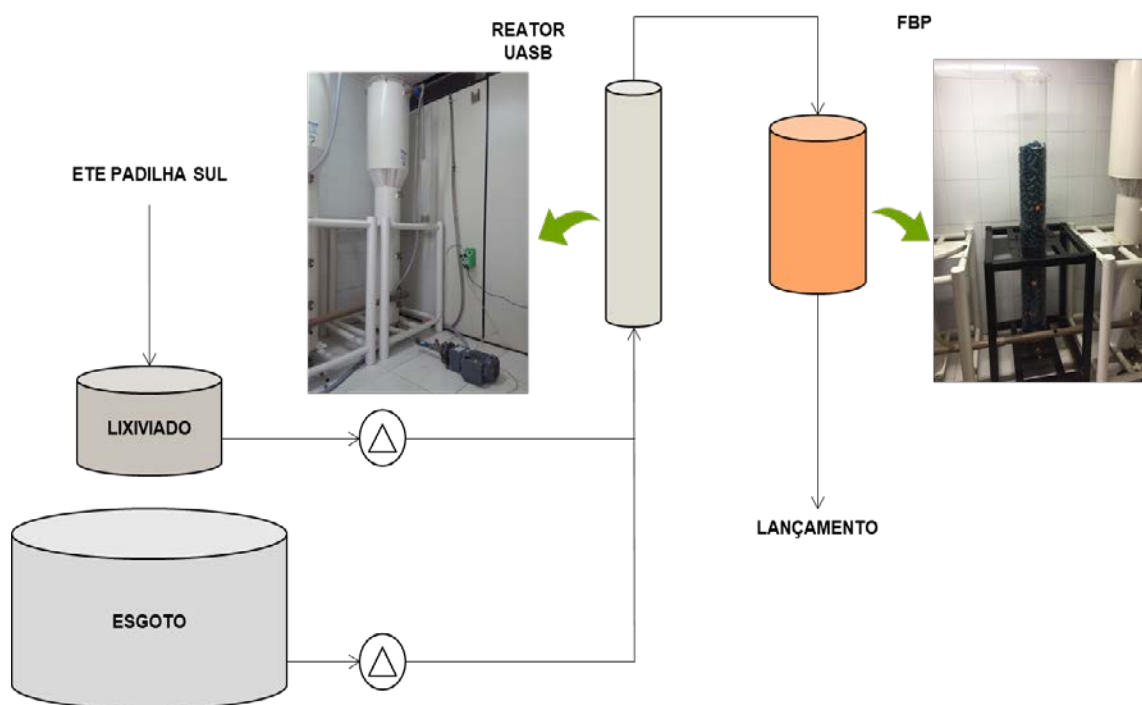


Figura 1: Desenho esquemático do aparato experimental.

Meio Suporte

O meio suporte do reator foi composto por aparas de conduítes corrugados com diâmetro interno de 2,00 cm e diâmetro externo de 3,00 cm sendo cortado em segmentos de aproximadamente 5,00 cm. Para efeito de cálculo e verificação das taxas e cargas aplicadas no FBP foram utilizadas as características indicadas por Nascimento (2001). Dessa maneira foi adotada uma área de superfície específica de $220 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$, peso específico de $88 \text{ kg}.\text{m}^{-3}$ e índice de vazios de 95%. A figura 2 apresenta uma imagem do meio suporte utilizado.

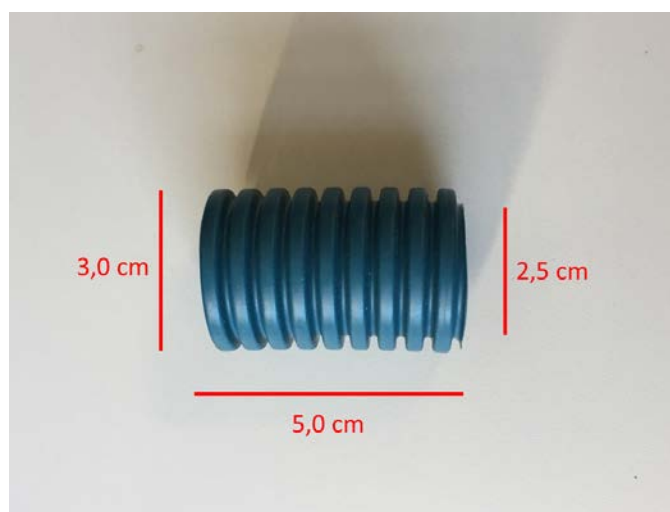


Figura 2: Meio suporte utilizado nesse estudo.

A escolha desse meio suporte se deu com a necessidade da avaliação do desempenho de meios suportes plásticos alternativos aos recheios estruturados normalmente utilizados em FBP. A utilização de aparas de conduíte vem como uma opção por meios suportes plásticos, com elevado índice de vazios e menor massa, quando comparados aos recheios tradicionais. Porém, com menores custos, uma vez que poderão ser reaproveitados, ou seja, seria uma opção de uso de um tipo comum de resíduos da construção civil.

Parâmetros de monitoramento

A avaliação da eficiência do UASB e do FBP foi realizada respeitando os procedimentos indicados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) nas dependências do Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto (LABEAM) localizado na Universidade federal do Paraná (UFPR). A Tabela 1 apresenta os parâmetros analisados e a frequência de análise.

Tabela 1: Parâmetros avaliados e frequência.

Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência
DBO	1 vez por mês	Ácidos graxos voláteis	2 vezes por semana
DQO	2 vezes por semana	Nitrogênio amoniacal	1 vez por semana
Condutividade	1 vez por semana	Série de sólidos	1 vez por semana
pH	2 vezes por semana	Sólidos sedimentáveis	2 vezes por semana
Alcalinidade total	2 vezes por semana	-	-

Para avaliação do lodo de inóculo do FBP e da microbiologia do sistema foi realizado ensaio de microscopia eletrônica de varredura (MEV) no Centro de Microscopia Eletrônica (CME) da UFPR com o microscópio JEOL JSM 6063-LV.

ETAPAS DO TRABALHO

Para efeito de exposição dos resultados o trabalho foi dividido em 3 etapas distintas, descritas a seguir, sendo a Etapa 1 referente ao monitoramento do reator UASB e as Etapas 2 e 3 referentes ao monitoramento do FBP. A Etapa 1 ocorreu simultaneamente as Etapas 2 e 3, conforme apresentado na Figura 3.



Figura 3: Representação esquemática das etapas do trabalho.

ETAPA 1 - AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DO REATOR UASB EM ESCALA PILOTO NA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NA PROPORÇÃO DE 5%.

Nessa etapa do estudo foi avaliada a operação de um reator UASB na qual foi aplicada uma vazão de 18 L.h⁻¹ resultando em um tempo de detenção hidráulico (TDH) de 8,33 h. A alimentação do reator foi feita com um efluente composto, na proporção volumétrica, por 95% de esgoto doméstico e 5% de lixiviado de aterro sanitário e o período de operação do UASB foi de 72 dias, acompanhando a Etapa 2, e 110 dias, acompanhando a Etapa 3.

O esgoto doméstico utilizado foi coletado na ETE Padilha Sul em Curitiba, mesmo local onde se encontra o aparato experimental. Já o lixiviado de aterro sanitário utilizado foi coletado no aterro sanitário da Estre Ambiental, localizado no município de Fazenda Rio Grande, localizado a aproximadamente 25 km de Curitiba.

RESULTADOS DA ETAPA 1:

Na avaliação do reator UASB a eficiência média para a remoção de matéria orgânica, medida como DQO, foi de 48%, já a remoção de matéria orgânica, medida na forma de DBO, apresentou eficiência média de 67%.

Foi possível observar um acréscimo da concentração de nitrogênio amoniacal na saída do UASB, onde o efluente entrou com uma concentração de 114 mg.L⁻¹ e saiu com 134 mg.L⁻¹, diferentemente do observado por Torres et al. (2009) que obteve uma eficiência de remoção de 33% para esse parâmetro. Esse aumento é uma característica típica dos tratamentos anaeróbios, onde parte do nitrogênio orgânico é convertida para nitrogênio amoniacal.

Além dos valores já apresentados foram observadas eficiências médias de 25% na remoção de ST, 30% para a remoção de STV e 42% na remoção de SSV. Também foi observado que o pH do afluente e do efluente se mantiveram com valores aproximadamente iguais, variando de 7,3 a 8,3 no afluente e 7,3 a 7,9 no efluente. Os resultados obtidos nas análises físico-químicas realizadas no monitoramento do reator UASB estão apresentados na Tabela 2.

As eficiências de remoção de matéria orgânica do reator, seja por meio da DQO ou da DBO, ficaram abaixo de alguns valores observados na literatura. A remoção de DQO média do sistema foi de 48% ficando abaixo dos valores encontrados por Baettker et al. (2017) que encontraram a eficiência de 51%, por Torres-Lozada (2010) que alcançou uma remoção de 73%, e por Torres et al. (2009) que obtiveram uma remoção de 75%, ambos operando com efluente composto de esgoto doméstico e lixiviado na proporção de 5%.

A remoção média de DBO de 67% do reator UASB também ficou abaixo do valor de eficiência encontrado por Torres et al. (2009), onde foi observada uma eficiência de 77%. Também foi observada uma menor eficiência média de remoção de SSV no sistema (42%) quando comparado aos valores observados por Ramoss et al. (2009) que obtiveram remoção de 66%, operando com lixiviado na proporção de 10%.

Tabela 2: Caracterização físico-química na entrada e saída do reator UASB.

Parâmetro	Afluente				Efluente			
	Média	DV	Mín.	Máx.	Média	DV	Mín.	Máx.
DQO (mg.L ⁻¹)	702	192	344	953	365	110	166	576
DBO (mg.L ⁻¹)	270	-	225	404	89	13	80	110
pH	-	-	7,3	8,3	-	-	7,3	7,9
AT (mg.L ⁻¹)	662	131	356	887	767	170	407	924
AGV (mg.L ⁻¹)	129	27	75	161	79	27	44	139
N amon. (mg.L ⁻¹)	114	32	56	140	134	45	62	179
ST (mg.L ⁻¹)	915	162	638	1.090	683	229	327	1.015
STF (mg.L ⁻¹)	487	208	220	785	383	135	165	575
STV (mg.L ⁻¹)	433	206	170	633	300	213	55	677
SSV (mg.L ⁻¹)	173	55	123	230	100	87	25	215

NOTA: DV – Desvio padrão; ST – Sólidos totais; STF – Sólidos totais fixos; STV – Sólidos totais voláteis; SSV – Sólidos suspensos voláteis.

ETAPA 2 - AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO UASB SEGUIDO DE FBP EM ESCALA PILOTO, COM TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE $13 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, PARA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NA PROPORÇÃO DE 5%.

Inoculação do FBP

Para inoculação do meio suporte do FBP, nessa etapa, foi utilizado o lodo aeróbio da ETE Belém, localizada na região sul de Curitiba. Essa ETE opera com um sistema composto por tratamento preliminar, seguido por lodos ativados de aeração prolongada e um decantador secundário. O local de coleta do lodo foi diretamente no tanque de aeração.

Para a caracterização do lodo foi realizado o ensaio de ST e STV, realizados nas dependências do LABEAM. Também foi realizado um ensaio de MEV no CME da UFPR com a utilização do microscópio JEOL JSM 6063-LV.

No período de adaptação da biomassa o FBP foi alimentado em bateladas de 72 horas, por 42 dias, sendo alimentado com efluente composto apenas por esgoto doméstico efluente dos reatores UASB da ETE Padilha Sul, onde fica localizada a estação piloto.

Operação do FBP

Nessa etapa o FBP passou a ser alimentado com efluente composto por esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário, efluente do reator UASB piloto, também avaliado nesse estudo. A vazão de alimentação foi de $18 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ resultando em uma TAS de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

O FBP operou por 30 dias até que foi constatado o desprendimento de biomassa do meio suporte utilizado, sendo necessária a realização de uma nova inoculação do reator.

RESULTADOS DA ETAPA 2:

Inoculação do FBP

Quanto á caracterização do lodo foi encontrada uma concentração de ST de $4.908 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e concentração de STV de $3.724 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, ficando abaixo dos valores encontrados na literatura para lodo utilizados como inóculo. Esses baixos valores podem ser explicados pelo local de coleta do lodo, diretamente no tanque de aeração e não no decantador secundário.

No ensaio de MEV realizado foi possível observar algumas formas semelhantes a microrganismos presentes nesse lodo, conforme indicado na Figura 4.

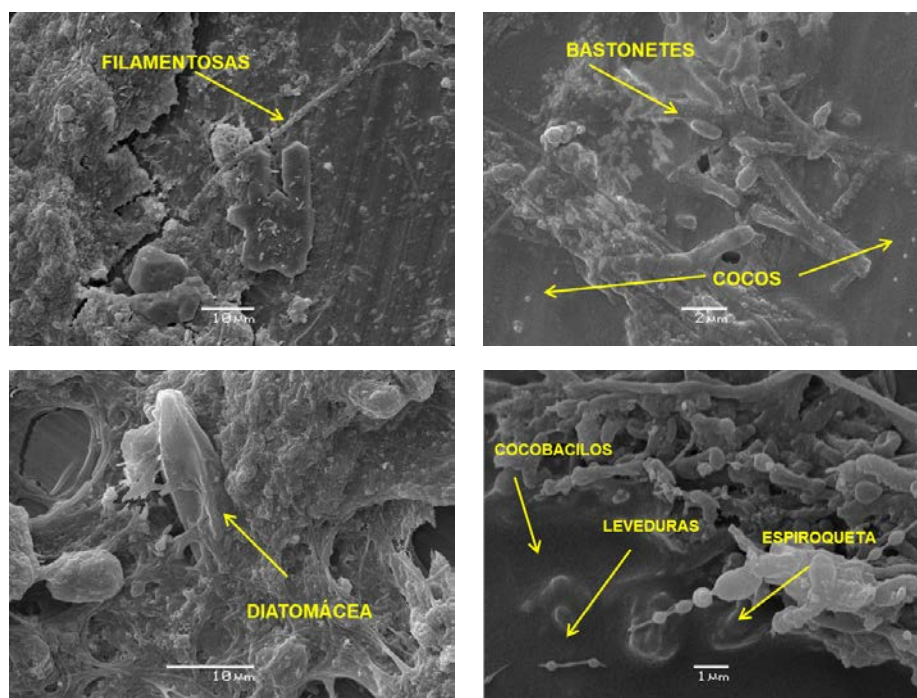


Figura 4: Formas de microrganismos semelhantes ao descrito na figura no lodo aeróbio do inóculo do FBP.

Adaptação da biomassa

A eficiência do FBP, quando tratando efluente proveniente de reator UASB operando apenas com esgoto doméstico, foi muito instável no período de análise, sendo que a eficiência de remoção de DQO variou de 22% a 69%.

Foi possível observar também que o FBP não se mostrou estável quanto à remoção de sólidos, sendo que em algumas coletas houve aumento da concentração de ST, já em outra coleta o valor de remoção desse parâmetro chegou a 68%. O acréscimo da concentração de sólidos pode ser um indicativo do desprendimento de biomassa, porém não foram observados acréscimos nas concentrações de SSV e DQO em nenhuma das coletas. As eficiências médias observadas no FBP foram de 46% para DQO, 51% para DBO, 31% para ST, 46% para STV e 80% para SSV. A Tabela 3 apresenta os valores de concentração dos parâmetros analisados na saída do FBP.

Tabela 3: Caracterização físico-química na entrada e saída do FBP.

Parâmetro	Entrada				Saída			
	Média	DV	Mín.	Máx.	Média	DV	Mín.	Máx.
DQO (mg.L ⁻¹)	357,77	107,53	272,16	548,76	191,74	23,22	150,13	221,37
DBO (mg.L ⁻¹)	196,67	60,28	260,00	140,00	95,00	31,22	120,00	60,00
pH	-	-	6,9	6,4	-	-	7,1	6,8
AT (mg.L ⁻¹)	332,63	45,89	257,67	382,00	343,30	33,96	283,67	386,00
AGV (mg.L ⁻¹)	84,77	24,08	57,02	122,63	88,79	18,66	68,65	130,97
SSed (mL.L ⁻¹)	1,12	0,92	2,50	0,00	0,00	-	-	-
ST (mg.L ⁻¹)	528,74	109,60	376,00	746,67	361,26	109,84	168,00	501,33
STF (mg.L ⁻¹)	198,37	63,83	97,33	286,67	183,78	72,13	68,00	288,00
STV (mg.L ⁻¹)	330,37	157,66	137,33	649,33	177,48	143,44	20,00	393,33
SSV (mg.L ⁻¹)	177,23	45,03	104,50	220,00	33,93	23,04	11,50	71,67

NOTA: DV – Desvio padrão; SSed – Sólidos sedimentáveis; ST – Sólidos totais; STF – Sólidos totais fixos; STV – Sólidos totais voláteis; SSV – Sólidos suspensos voláteis.

Observa-se que houve um acréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal de aproximadamente 17% na saída do UASB (Tabela 1), desfavorecendo ainda mais o desempenho do FBP, já que o nitrogênio amoniacal, em grandes concentrações, pode ser um inibidor do tratamento biológico (TORRES ET AL., 2009).

Eficiências do FBP

A avaliação do FBP, após o período tratando apenas esgoto doméstico, ocorreu por 30 dias até que foi constatado o desprendimento de biomassa do meio suporte do FBP.

Durante o período de operação não foram observadas grandes variações no pH do afluente e do efluente do FBP, variando de 7,8 a 8,4 para o afluente e de 7,7 a 8,5 para o efluente. As eficiências observadas para a remoção de matéria orgânica na forma de DQO foram muito instáveis, chegando ao valor máximo de 29%, ocorrendo coletas em que ocorreu acréscimo da concentração desse parâmetro no efluente do FBP. Para a remoção da matéria orgânica medida na forma de DBO não foi observada variação da concentração do afluente e do efluente.

As baixas eficiências observadas na remoção de matéria orgânica na forma de DQO ou DBO evidenciaram a dificuldade de adaptação da biomassa a esse processo. Essa dificuldade pode ter aumentado devido à mudança do fluxo de alimentação, a elevada TAS aplicada e, também, ao acréscimo do lixiviado no efluente a ser tratado, acarretando numa acréscimo de carga orgânica e de carga nitrogenada. Além disso, pode ocorrido baixa transferência de oxigênio, o que pode ter ocasionado um sistema anóxico ou anaeróbia, acarretando uma eficiência de tratamento reduzida, em função da adaptação da biomassa presente.

Aliado aos valores observados para DQO e DBO a remoção de ST e SST também não apresentaram valores satisfatórios variando de 3 a 4% de eficiência para ST e de 25 a 38% para remoção de SST. Durante a última coleta foi possível observar, visualmente, que o meio suporte apresentava uma menor quantidade de biomassa aderida, quando comparado às coletas anteriores. Essa observação, aliada com o acréscimo de carga orgânica no sistema, na forma de DQO, servem como evidências de que ocorreu o carreamento da biomassa de FBP.

ETAPA 3 - AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO UASB SEGUIDO DE FBP EM ESCALA PILOTO, COM TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, PARA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NA PROPORÇÃO DE 5%.

Inoculação do FBP

Para inoculação do FBP, nessa etapa, foi utilizado o lodo aeróbio proveniente da ETE Lapa, localizada no município de Lapa (aproximadamente 72 km de Curitiba). Essa ETE opera com um sistema composto por tratamento preliminar, seguido por reatores anaeróbios do tipo UASB, sendo o pós-tratamento dos reatores UASB realizado por FBP seguido de decantador secundário. O lodo aeróbio utilizado foi coletado no decantador secundário.

Na caracterização do lodo foram realizados os ensaios de ST e STV, nas dependências do LABEAM e também foi realizado MEV no CME da UFPR com a utilização do microscópio JEOL JSM 6063-LV.

No período de adaptação da biomassa o FBP foi alimentado em bateladas durante 61 dias, sendo alimentado com esgoto doméstico da ETE Padilha Sul.

Operação do FBP

Nessa etapa o FBP passou a ser alimentado pelo efluente do reator UASB piloto, também avaliado nesse estudo, sendo a vazão de alimentação foi de $7,5 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ resultando em uma TAS de $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. O FBP operou por 49 dias.

RESULTADOS DA ETAPA 3:

Inoculação do FBP

O lodo utilizado na segunda inoculação do FBP foi também caracterizado quando a quantidade de sólidos, apresentando concentração de ST de 69.669 mg.L⁻¹ e de STV de 41.072 mg.L⁻¹. Os valores encontrados para esse lodo foram superiores aos encontrados no primeiro lodo, sendo dessa vez coletado no decantador secundário, onde apresenta um teor de sólidos maior.

No ensaio de MEV realizado foi possível observar algumas formas semelhantes a microrganismos presentes nesse lodo, conforme indicado na Figura 5.

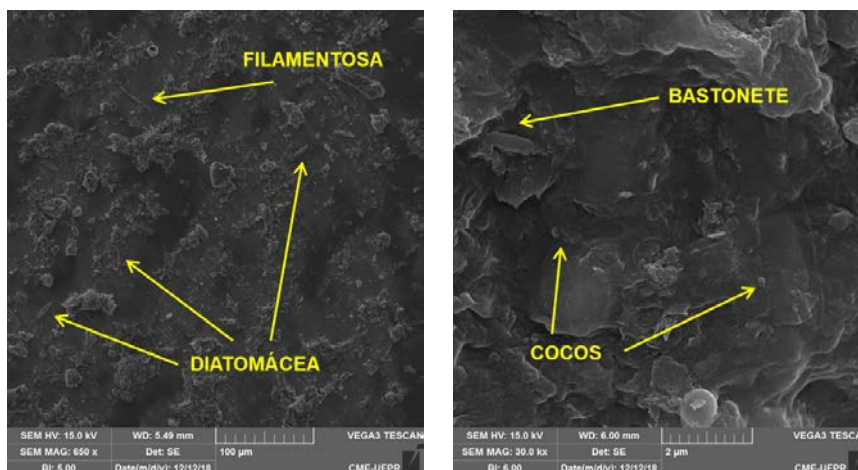


Figura 5: Formas de microrganismos semelhantes ao descrito na figura no lodo aeróbio do inóculo do FBP.

Adaptação da biomassa

A avaliação do FBP no período de adaptação da biomassa se deu com a avaliação dos parâmetros DQO, ST e STV, durante 61 dias. O FBP operou em batelada com tempos de ciclo que variaram de 5 a 27 dias.

As eficiências observadas para a remoção de matéria orgânica, por meio da DQO, variaram de 31 a 84%. Já para os parâmetros ST e STV o comportamento do FBP foi instável, com acréscimo da concentração em algumas coletas e alcançando valores máximos de remoção de 25% para ST e 28% para STV.

Eficiências do FBP

A avaliação do FBP, após o período tratando apenas esgoto doméstico, ocorreu por 49 dias, onde foram encontrados os valores de concentração listados na Tabela 4.

Tabela 4: Caracterização físico-química na entrada e saída do FBP.

Parâmetro	Entrada				Saída			
	Média	DV	Mín.	Máx.	Média	DV	Mín.	Máx.
DQO (mg.L ⁻¹)	163,41	86,46	80,50	381,97	109,95	65,72	50,33	284,24
pH	-	-	7,83	8,17	-	-	8,07	8,39
N amon (mg.L ⁻¹)	89,04	20,56	71,23	106,85	87,56	16,35	71,23	106,85
ST (mg.L ⁻¹)	573,00	162,69	436,00	890,00	537,63	141,63	412,00	850,00
STV (mg.L ⁻¹)	199,17	83,44	50,00	336,00	200,50	82,96	60,00	330,00
SST (mg.L ⁻¹)	17,71	7,94	11,50	30,00	8,50	5,35	1,50	18,00
SSV (mg.L ⁻¹)	12,50	7,63	4,00	21,50	5,00	3,34	2,00	9,00

NOTA: DV – Desvio padrão; ST – Sólidos totais; STF – Sólidos totais fixos; STV – Sólidos totais voláteis; SSV – Sólidos suspensos voláteis.

Durante o período de operação do FBP na Etapa 3 não foi observada variação significativa dos valores de pH do afluente e do efluente, sendo que as variações desses ficaram entre 7,83 e 8,17 para o afluente e entre 8,07 e 8,39 para o efluente do FBP. Além disso, não foi observada variação significativa na concentração de nitrogênio amoniacal no FBP, sendo a eficiência média de remoção de apenas 1,7%. Estes resultados podem indicar que não houve transferência de oxigênio para que o FBP conseguisse operar com nitrificação, mesmo com baixa TAS, ou que o sistema trabalhou em condições anóxicas ou anaeróbia.

As eficiências de remoção para SST e SSV no FBP foram de 52% e 60%, respectivamente. Para remoção de matéria orgânica, medida em DQO, a eficiência média foi de 33%, sendo que o FBP se mostrou instável para a eficiência desse parâmetro, com valores variando de 23,4 a 42,5%.

A eficiência observada na remoção de DQO no FBP foi inferior aos observados por Silva e Leite (2014) que trabalharam com um FBP como pós-tratamento de reator UASB operando na codisposição de lixo de aterro sanitário com esgoto doméstico na proporção de 1%, obtendo eficiências de remoção de DQO variando de 60 a 66%. Entretanto, foi próximo do que foi observado por Busato (2004), que operou um filtro anaeróbio tratando efluente de um reator UASB apenas com esgoto doméstico, cuja remoção de matéria orgânica em DQO foi de 29,4% e em DBO foi de 25,9%.

CONCLUSÃO

O reator UASB utilizado apresentou uma eficiência média de remoção de matéria orgânica na forma de DQO de 48% e na forma de DBO de 67%, apresentando valores próximos aos encontrados na literatura para esse tipo de tratamento aplicado na codisposição de lixo de aterro sanitário com esgoto doméstico.

A adoção de uma TAS de $13,75 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no FBP não se mostrou adequada devido ao baixo TDH teórico resultante, que foi comprovado com o ensaio hidrodinâmico. Além disso, fatores como o sistema de distribuição do efluente e o tipo de meio suporte utilizado podem estar relacionados com o baixo TDH encontrado para o FBP.

Com a adoção de uma TAS de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ o FBP apresentou um desempenho superior, porém não condizente com os valores observados na literatura para esse tipo de tratamento. É possível que o reator em estudo tenha funcionado de forma anaeróbia, que pode ser comprovado pela concentração de nitrogênio amoniacal ter se mantido constante durante a operação, não ocorrendo o fenômeno de nitrificação, que indica a presença de oxigênio no sistema.

As aparas de conduítes não se demonstraram muito adequadas para a utilização como meio suporte de FBP. Suas características aparentemente favoráveis à utilização como meio suporte, como o elevado índice de vazios, na verdade favoreceram a formação de caminhos preferenciais. Isso devido, provavelmente, a grande abertura dos conduítes, que não garantiam o contato do efluente com o meio suporte, desfavorecendo a transferência de massa e a formação da biomassa, fator esse que não foi observado nos períodos de adaptação da biomassa onde o FBP operou em batelada.

Pode-se também destacar a geometria diferenciada do FBP, o qual não possuía aberturas na parte inferior para a ventilação, o que dificultou a transferência de ar para o sistema, resultado em um sistema anóxico e, provavelmente, em dificuldade de adaptação da biomassa aeróbia inoculada no sistema. Outro fator importante que pode ter influenciado no baixo desempenho do FBP foi o acréscimo da carga aplicada no sistema quando foi introduzido o lixo de aterro.

Portanto, o baixo TDH do FBP, a formação de caminhos preferenciais, a falta de ventilação e a alta carga de poluentes aplicada no FBP não foram favoráveis para que os fenômenos de transferência de massa e de oxigênio ocorressem no sistema, afetando assim o desempenho do sistema para o tratamento de codisposição.

Pode-se atribuir também ao baixo desempenho do FBP pesquisado, ao tipo de meio suporte, que pode não ter favorecido a aderência da biomassa presente. Ou seja, torna-se necessário estudo mais específico quanto à aderência e transferência de massa na fase sólida líquida para este meio suporte utilizado, estabelecendo

comparações com os recheios plásticos estruturados e os recheios clássicos, como a brita ou a escória. Bem como, a interferência hidrodinâmica deste tipo meio suporte no sistema FDP.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABOU-ELELA, S. I.; FAWZY, M. E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. *Ecological Engineering*. v.84, p.53-57. 2015.
2. ALMEIDA, P. G. S. Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação. 156 p. Dissertação de mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2007.
3. APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. New York: 21th Ed. 2005.
4. BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; FREITAS, D. C.; AISSE, M. M. Conservação de recursos hídricos por meio do tratamento anaeróbio combinado de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos. In: Simpósio brasileiro de recursos hídricos, 20, 2017. Anais... 2017. 8 p.
5. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução n. 375. Brasília, 2006.
6. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução n. 430. Brasília, 2011.
7. BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. *Water SA*, v. 24, n. 1, p. 49-56, 1998.
8. BUSATO, R. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE de Imbituva. 237 p. Dissertação de mestrado em engenharia de recursos hídricos e ambiental. Universidade federal do Paraná, Curitiba. 2004.
9. CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estação de tratamento de esgoto: uma análise crítica. *Revista DAE*, n. 197, p. 6-17, 2014.
10. CRUZ D. B.; ARANTES, E. J.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; KREUTZ, C.; GONÇALVES, M. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manto de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição da afluente utilizando fluidodinâmica computacional. *Eng. Sanit. Ambient.* v. 21, n. 4, p. 721-730. 2016.
11. DANTAS, M. A. R.; MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O. Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. Anais... 2000.
12. DORADO, A. D.; LAFUENTE, F. J.; GABRIEL, D.; GAMISANS, X. A comparative study based on physical characteristics of suitable packing materials in biofiltration. *Environmental Technology*. v. 31, p. 193-204. 2010.
13. KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste management*. v.31, p.1737-1744. 2011.
14. LEVENSPIEL, O. *Engenharia das reações químicas*. São Paulo: Editora Blucher, 2000.
15. MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. *The Science of the Total Environment*, v.301, p.1-12. 2003.
16. NASCIMENTO, M. C. P. Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB. 181 p. Dissertação de mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2001.
17. OLIVEIRA, E. G.; LEITE, V. D.; SILVA, R. B.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. *Revista AIDIS*. v.8, n.3, p.360-371, 2015.
18. RAMOS, P. C. A.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, M. J.; BENTO, E. R.; MONTE, F. P. Desempenho de um reator UASB no tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 25, 2009. Anais... 2009.
19. RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials*. v.150, n.3, p.468-493, 2008.
20. SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. *Revista DAE*. v.199, p. 18-26. 2015.
21. TORRES, P.; RODRÍGUEZ J. A.; BARBA L. E.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science and Technology*. v.60, n.2, p.491-495. 2009.

22. VICTÓRIA, J. A. R. Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB. 146 p. Tese de doutorado em Engenharia hidráulica e saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
23. VIEIRA, P. C. Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB. 300 p. Tese de doutorado em Saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2013.
24. WASIK, E.; CHMIELOWSKI, K. Ammonia and indicator bacteria removal from domestic sewage in a vertical flow filter filled with plastic material. Ecological Engineering. v.106, p.378-384. 2017.