

Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e lodo de fossa séptica com emprego de geobag: estudo de laboratório e de campo

Combined treatment of landfill leachate and septic tank sludge using geobag: laboratory and field study

Denise Torres de Souza^{1*} , Tatiana Cormack Coutinho¹ , Geraldo Lippel Sant'Anna Junior¹ , Alexandre Lioi Nascentes² , João Alberto Ferreira¹ , Daniele Maia Bila¹ 

RESUMO

Neste trabalho, são apresentados os resultados do desempenho de dois sistemas de tratamento combinado de lixiviado de aterros sanitários e lodos de fossas. Na escala de laboratório, empregou-se um *geobag* de pequenas dimensões e um filtro biológico de percolação a jusante dele. Na escala real, investigou-se o desempenho de uma unidade de tratamento constituída de *geobag* seguido de lagoas de estabilização e *wetland*. Em ambos os estudos, empregou-se relação volumétrica de 4:1 (lodo de fossa:lixiviado) e adicionou-se floculante à mistura antes de sua alimentação no *geobag*. As remoções obtidas na unidade de campo foram superiores às alcançadas em laboratório para os parâmetros carbono orgânico dissolvido (COD) e sólidos em suspensão totais, cujas remoções foram superiores a 50 e a 95%, respectivamente. A remoção de nitrogênio amoniacal, entretanto, foi maior na instalação de bancada (68%). O desempenho desses sistemas de tratamento com relação à toxicidade para os organismos-teste *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Danio rerio* também foi investigado.

Palavras-chave: *geobag*; lixiviado de aterro; lodo de fossa séptica; biofiltro; *wetland*.

ABSTRACT

This paper presents the performance results of two combined landfill leachate and sewage sludge treatment systems. In the laboratory scale, a small *geobag* was followed by a trickling filter. In the real scale, the performance of a *geobag* treatment unit followed by stabilization and wetland lagoons was investigated. In both studies, a 4:1 volumetric ratio (pit sludge: leachate) was employed and flocculant was added to the mixture prior to feeding in the *geobag*. The field unit removals were higher than those obtained in the laboratory for the following parameters: dissolved organic carbon and suspended solids, whose removals were greater than 50 and 95%, respectively. Ammonium nitrogen was removed at higher percentages in the lab-scale unit (68%). The performance of both treatment units regarding toxicity to *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis* and *Danio rerio* organisms was also investigated.

Keywords: *geobag*; landfill leachate; septic tank sludge; biofilter; wetland.

INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários geram grandes volumes de lixiviado (chorume), um líquido de forte coloração que contém muitas e diferentes substâncias orgânicas e inorgânicas em sua composição. O tratamento desse efluente tem sido muito investigado por técnicas físico-químicas e biológicas, entretanto, os resultados obtidos, embora importantes, não têm permitido atingir os níveis de qualidade exigidos para o lançamento em cursos receptores (SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA, 2004;

RODRIGUES *et al.*, 2009). Os processos com membranas, associados a outros pré-tratamentos, constituem-se em técnicas de alto potencial de despoluição, sobretudo para remover os poluentes orgânicos preponderantes, que têm estruturas similares a dos ácidos húmicos e fúlvicos (LIMA, 2017). Entretanto, essas técnicas, para operar bem, demandam operadores qualificados e apresentam custo ainda elevado.

As muitas municipalidades brasileiras e de outros países em desenvolvimento enfrentam dificuldades para implantar sistemas eficientes de coleta e tratamento de lixo e de esgoto. Em muitas delas, não

¹Universidade do Estado do Rio de Janeiro - Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

²Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

*Autor correspondente: denisetorresdesouza@gmail.com

Recebido: 29/08/2017 - Aceito: 27/08/2018 - Reg. ABES: 184676

há aterros sanitários nem estações de tratamento de esgoto (ETE). No entanto, há determinação legal vigente no Brasil para eliminar os chamados “lixões” e sua substituição por sistemas de tratamento que causem menos danos ao ambiente e à população. Com a substituição dos “lixões” e adoção de medidas para aprimorar o gerenciamento dos resíduos sólidos, será gerado lixiviado em maior quantidade, mas de forma localizada nos aterros sanitários. A coleta de esgoto também será gradualmente aumentada, mas o sistema de fossas sépticas ainda terá peso, sobretudo nos municípios onde o adensamento populacional não é grande e a população se distribui por áreas extensas.

Como o tratamento do lixiviado apresenta desafios, a combinação desse tratamento com outros efluentes tem sido considerada. A associação com esgoto doméstico e posterior tratamento em ETE tem sido proposta e investigada (FACCHIN *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2009; NASCENTES *et al.*, 2015). Esses autores a consideram solução adequada para municípios que dispõem de ETE com suficiente capacidade para absorver a contribuição do lixiviado sem prejuízo para o seu funcionamento.

Na busca por soluções de custo acessível e facilidade de operação para pequenas e médias municipalidades, que dispõem de serviço de limpa fossas e de aterros sanitários, verificou-se que os chamados *geobags* podem integrar sistemas de tratamento que atendem a essas características. Ademais, é possível vislumbrar sistemas de tratamento que podem ser concebidos e operados de forma consorciada por vários municípios vizinhos.

Os *geobags* têm sido utilizados há vários anos em aplicações tecnológicas, como construção de diques, reforço de barreiras, filtração e retenção de sedimentos de dragagem de corpos hídricos, entre outras (KOFFLER *et al.*, 2008; GUERDAT *et al.*, 2013; WEN *et al.*, 2016).

Uma unidade para o tratamento combinado de lodo de fossa e lixiviado com emprego de *geobags* foi implantada no município de Rio das Ostras (RJ), e há similares já em operação em outros locais. A de Rio das Ostras foi a unidade em escala real investigada no presente trabalho e está descrita mais adiante neste texto.

O *geobag* atua preponderantemente como um retentor de sólidos em suspensão totais e, para aprimorar o seu desempenho, floculante é aplicado à mistura de lodo de fossa e lixiviado. A escolha das demais etapas de tratamento depende de vários fatores, como disponibilidade de espaço, clima local e custos de instalação e operação. Em geral, processos biológicos de baixo custo complementam a atuação dos *geobags* e empregam lagoas aeróbias ou aeradas, biofiltros de percolação e alagados (*wetlands*), entre outros.

O objetivo deste trabalho foi quantificar o desempenho de processos de tratamento combinado de lixiviado e lodos de fossas que utilizam *geobag*. A investigação foi conduzida em uma unidade de campo e em uma de bancada. Na escala de bancada, empregou-se, a jusante do *geobag*, um biofiltro de percolação com o intuito de incrementar a remoção de nitrogênio amoniacal.

METODOLOGIA

Descrição das unidades de tratamento

A unidade de campo de Rio das Ostras processa cerca de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de lixiviado e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de lodo de fossa (COUTINHO, 2015). A estação de tratamento de lixiviado opera com os seguintes componentes: lagoas de acúmulo de lixiviado (1.200 m^3); lagoa de mistura de lixiviado e lodo de fossa (240 m^3); adição de floculante (em linha); *geobags*, lagoas de estabilização (630 m^3); e *wetland* (216 m^2 de área e 238 m^3 de volume). A Figura 1 mostra o fluxograma do processo de tratamento do aterro sanitário de Rio das Ostras.

A unidade de bancada foi composta de *geobag* na forma de saco, cujas dimensões, em projeção horizontal, eram de $42 \times 54 \text{ cm}$. O *geobag* foi alimentado manualmente com a mistura de lodo de fossa e lixiviado na proporção volumétrica de 4:1, previamente submetida à floculação em recipiente apropriado. Empregou-se o mesmo floculante usado na unidade de campo (IFLOC® 508, IWT Services, Brasil), porém a dosagem foi previamente determinada para cada amostra de lodo de fossa e de lixiviado via realização de ensaio de jarros, sem ajuste de pH.

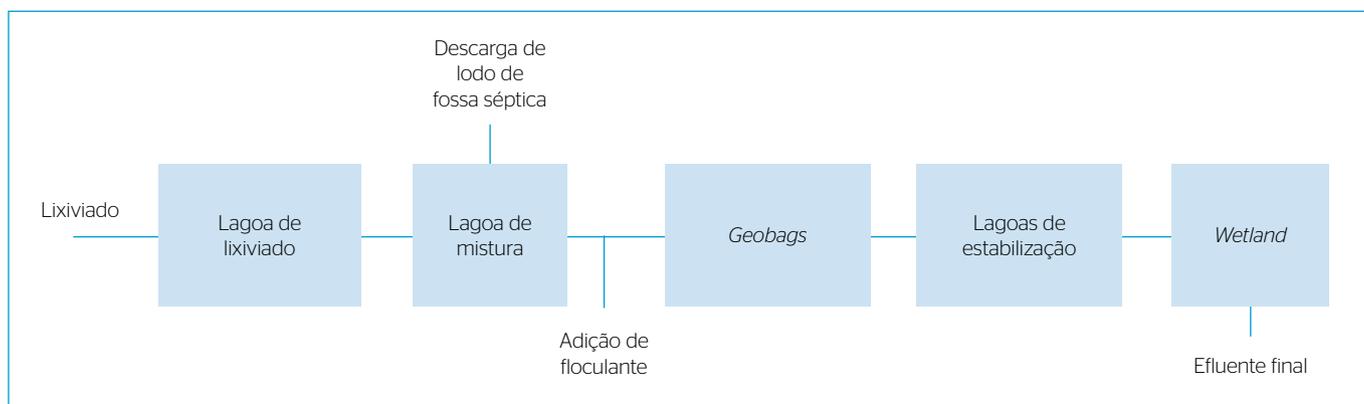


Figura 1 - Fluxograma do processo de tratamento empregado em Rio das Ostras (RJ).

De segunda-feira a sábado, eram adicionados, diariamente, no *geobag*, de uma só vez, 2,5 L da mistura já floculada. O líquido que escoava do *geobag* era coletado em um vaso intermediário e, atingido um volume mínimo, era transportado, com auxílio de bomba peristáltica, para o topo do biofiltro. A bomba operava ininterruptamente por cerca de 24 horas, promovendo a recirculação total do líquido no biofiltro. Era desligada somente quando da adição de nova carga de mistura ao *geobag* no dia seguinte.

O biofiltro foi montado em um tubo de policloreto de vinila (PVC) de 9,8 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento. Na base do tubo, foi instalada uma grade que permitia a passagem do líquido e dava sustentação ao material suporte (recheio ou biomídias). No interior do tubo, próximo ao topo, foi instalado um dispositivo (placa perfurada) para distribuir o líquido sobre a superfície do leito, que tinha 65 cm de altura e foi constituído de peças de polipropileno, de formato cilíndrico, modelo SAGM 500, fornecidas pela empresa Refill-tech® (Itália). As biomídias apresentavam as seguintes características principais: diâmetro e altura de 1,5 cm e densidade de 0,98 g.mL⁻¹. O leito de peças inseridas ao acaso tinha as seguintes características: diâmetro — 9,8 cm; altura — 60 cm; porosidade — 0,80; número de biomídias — 1.210; área superficial — 500 m².m⁻³ —, dado este fornecido pelo fabricante. Um esquema ilustrativo e uma fotografia da unidade de bancada são apresentados na Figura 2.

O biofiltro operou com recirculação total do efluente do *geobag* por intervalos de aproximadamente 24 horas (modo batelada — *batch operation*), exceto aos domingos. A cada 24 horas, o efluente do filtro era trocado e o filtro permanecia sem alimentação por um período de

15 a 30 minutos enquanto o *geobag* era alimentado. A vazão de circulação foi de 500 mL.min⁻¹, o que corresponde a uma carga hidráulica de 95 m³.m⁻².d⁻¹. O biofiltro foi inoculado, fazendo-se recircular por 4 horas uma suspensão preparada com lodo ativado obtido de uma ETE. Após esse período de inoculação, iniciou-se a operação da unidade de tratamento, mas apenas após 1 semana as amostras coletadas passaram a ser analisadas. A vazão de recirculação acima alimentava um leito de 4,53 L de volume total, correspondendo à passagem do volume de efluente do *geobag* por mais de uma centena de vezes pelo leito, em um período de 24 horas. O período total de operação da unidade de laboratório foi de seis meses.

Na unidade de campo, foram feitas 11 campanhas de amostragem, abrangendo um período de 16 meses. Os pontos de amostragem situaram-se nas saídas da lagoa de lixiviado, da lagoa de mistura, do *geobag*, das lagoas de estabilização e do *wetland*. Um menor número de amostras foi coletado no momento de descarga de caminhões limpa fossa. As amostras coletadas eram acondicionadas em recipientes refrigerados e mantidas a uma temperatura inferior a 4°C até serem transportadas para o laboratório de análises.

No caso dos experimentos conduzidos na unidade de bancada, havia dependência do suprimento de lodo de fossa e de lixiviado, pois os trabalhos foram conduzidos no laboratório da universidade, distante dos locais de produção desses efluentes. Assim, durante o período experimental, foram empregadas cinco amostras diferentes de lodo de fossa e quatro de lixiviado. Foram coletadas mostras para determinação dos parâmetros relevantes à entrada do *geobag* (após floculação da mistura) e à sua saída, bem como à saída do biofiltro. Foram também

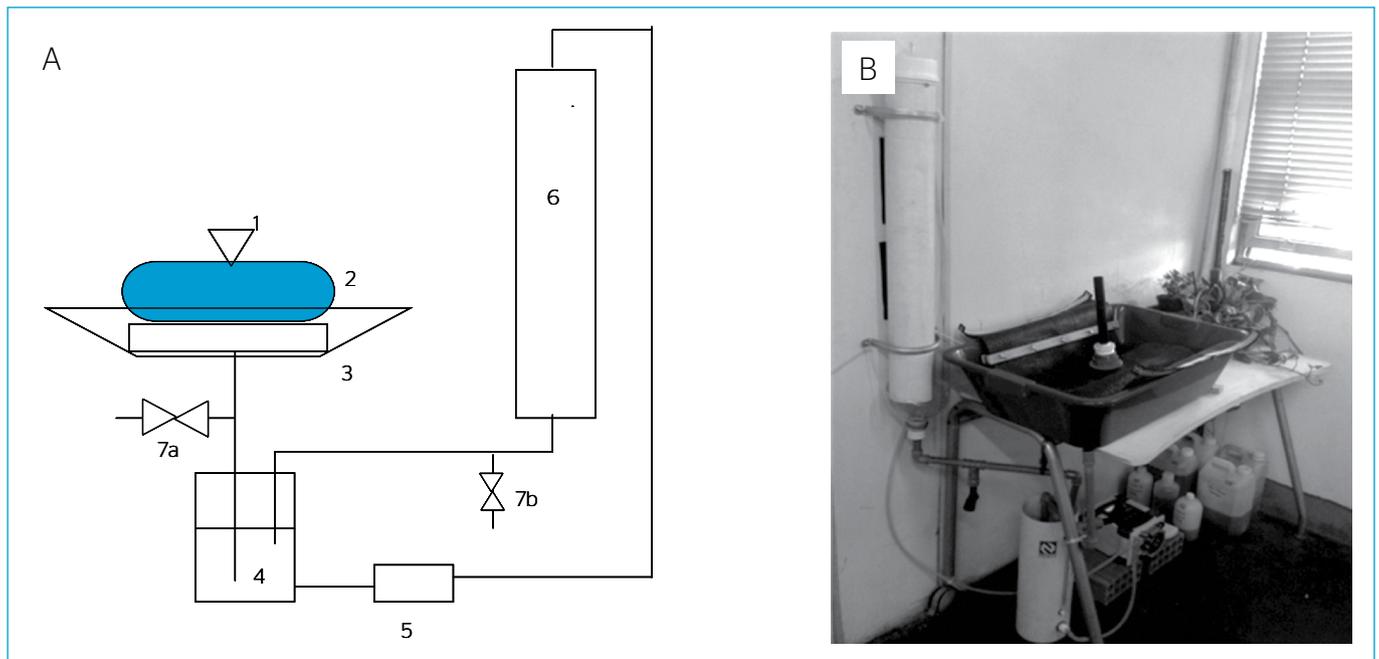


Figura 2 – (A) Esquema da unidade de laboratório: 1) funil de alimentação; 2) *geobag*; 3) bandeja coletora com suporte perfurado; 4) vaso coletor; 5) bomba peristáltica; 6) biofiltro; 7A) amostragem da corrente de saída do *geobag*; 7B) amostragem da corrente de saída do filtro. (B) Foto da unidade experimental.

recolhidas e analisadas amostras do lixiviado e do lodo de fossa empregados nos ensaios.

Determinações analíticas

A determinação dos parâmetros físico-químicos relevantes para os experimentos nas unidades de campo e de laboratório foi feita segundo a metodologia padrão (APHA; AWWA; WPCF, 2012) indicada na Tabela 1. Na unidade de campo, foram feitas 11 campanhas de coleta de amostras dos pontos selecionados em um período de 17 meses. Em cada campanha, uma amostra de cada ponto de interesse foi coletada. Os experimentos na unidade de bancada tiveram 6 meses de duração e a frequência analítica está registrada nessa tabela.

Escolheu-se trabalhar com o carbono orgânico dissolvido (COD) como indicativo do teor de matéria orgânica solúvel. Foram feitas determinações da demanda química de oxigênio (DQO) de amostras brutas (não filtradas), mas os resultados foram erráticos por influência do material orgânico em suspensão. A alternativa seria determinar a DQO de amostras filtradas, porém optou-se pela determinação de COD pela precisão e capacidade de o equipamento analítico processar, com relativa rapidez, muitas amostras.

No caso do experimento em escala de laboratório, ao fim dele, o *geobag* foi aberto e foram coletadas amostras sólidas em três níveis de profundidade, para as quais foram determinados os teores de umidade e material volátil. Vale ressaltar que essas amostras foram depositadas e se acumularam no *geobag* ao longo do período de operação, sendo retiradas apenas no fim do experimento.

Além dos parâmetros físico-químicos, foram feitos ensaios de ecotoxicidade com os seguintes organismos-teste, representantes de três

níveis tróficos: *Aliivibrio fisheri*, *Daphnia similis* e *Danio rerio*. Para a bactéria *Aliivibrio fisheri*, foi adotado o método preconizado pela norma NBR 15411-3 (ABNT, 2012) e, para tal, foi empregado o equipamento Microtox® 500 (da marca SDI), que realizou a leitura do ensaio no período de 30 minutos. Para o microcrustáceo *Daphnia similis*, foi utilizado o método descrito na Norma Brasileira (NBR) nº 12713 (ABNT, 2009); e para o peixe *Danio rerio*, empregou-se o procedimento relatado na NBR 15088 (ABNT, 2016).

Ao fim do experimento com o biofiltro, após 6 meses de operação, recolheu-se o recheio (biomídias) por partes (topo, meio e base) e foi determinado o teor de matéria seca aderida às peças de plástico. O material fracamente aderido foi retirado com espátula, e lâminas foram preparadas para observação por microscopia ótica. O microscópio empregado é da marca Nikon® (modelo Eclipse E200-LED).

Ambos os experimentos foram submetidos a análises estatísticas para comparar os dados amostrais dos parâmetros. Na escala de campo, utilizou-se o teste de hipótese Mann-Whitney (não paramétrico), com nível de confiança de 95%. O *software* utilizado foi o Minitab 16. Para os dados da escala de laboratório, a análise de variância dos parâmetros foi realizada pelo teste F, e as médias de cada tratamento foram comparadas pelo teste de Tukey, com 5% de probabilidade de erro, tendo como ferramenta o *software* WinStat®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Do ponto de vista cronológico, o estudo do desempenho da unidade de campo antecedeu aquele da unidade de laboratório. É importante frisar que há diferenças não apenas de escala entre essas unidades, como também em outros aspectos:

- a unidade de campo dispunha de lagoas de grande volume para receber o lixiviado e promover a sua mistura com o lodo de fossa. Logo, tinha capacidade de equalização, que era inexistente na instalação de bancada;
- a coleta de amostras, na unidade de campo, deu-se com os *geobags* já em operação, contendo material sólido no seu interior, enquanto, na instalação do laboratório, as amostras começaram a ser coletadas com o *geobag* vazio;
- na unidade de campo, o *geobag* e demais equipamentos a jusante sempre foram alimentados de modo contínuo, enquanto, na instalação de laboratório, a alimentação foi feita de modo descontínuo (bateladas).

Resultados obtidos na unidade de campo

Embora vários parâmetros relevantes tenham sido monitorados, serão discutidos em maior detalhe apenas alguns deles: COD, N-amoniaco e sólidos em suspensão totais (SST). Os demais serão comentados mais resumidamente. Para melhor entendimento, a seguinte nomenclatura será adotada: LL para saída da lagoa de lixiviado; LM para saída da

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos analisados e metodologia empregada.

Parâmetro	Métodos em APHA, AWWA e WPCF (2012)	Frequência (unidade laboratório)	Frequência (unidade de campo)
pH	4500-H ⁺ B	4 × por semana	1 por ponto/ campanha
Condutividade	2510 B	4 × por semana	1 por ponto/ campanha
Turbidez	2130 B	4 × por semana	-
Carbono orgânico dissolvido	5310 B	1 × por semana	1 por ponto/ campanha
ABS254 nm	5910 B	1 × por semana	-
Nitrogênio amoniacal	4500 – NH ₃ D	2 × por semana	1 por ponto/ campanha
Sólidos	2540 C	2 × por semana	1 por ponto/ campanha
Fósforo total	4500 – P E	2 × no total	-

APHA: American Public Health Association; AWWA: American Water Works Association; WPCF: Water Pollution Control Federation.

lagoa de mistura, afluente do *geobag*; SG para saída do *geobag*, afluente das lagoas de estabilização; LE para saída das lagoas de estabilização, afluente do *wetland*; e EW para efluente do *wetland*.

No que se refere ao pH, o do LL esteve levemente na faixa alcalina (8,3), decrescendo na LM para o valor médio de 6,8. Na saída do *geobag*, o valor médio de pH aumentou levemente para 7,4 e, nos demais pontos de amostragem, situou-se no início da faixa alcalina (8,0 e 7,7 em LE e EW, respectivamente).

A despeito da unidade de campo dispor de grande volume para estocagem do lixiviado e também de uma lagoa de mistura com volume para promover equalização da mistura, observa-se, na Tabela 2, que houve ampla variação dos valores dos parâmetros indicados. Em alguns casos, o coeficiente de variação (desvio padrão/média), expresso em percentagem, atingiu 45%. Atendo-se aos valores médios, constata-se que o *geobag* foi muito efetivo para remover os SST em valor correspondente a 97%. COD e N-amoniaco tiveram remoções menores, 52 e 15%, respectivamente.

A atuação das lagoas de estabilização foi pouco ou nada significativa, na medida em que o COD não foi removido, houve aumento no teor médio de SST e o único resultado positivo foi a remoção de 17% no nível médio de N-amoniaco. No que se refere ao *wetland*, o seu desempenho foi praticamente nulo no tocante à remoção de COD e de N-amoniaco e modestamente positivo com relação ao parâmetro SST (32%). Trata-se de *wetland* de fluxo horizontal, subsuperficial, com substrato de brita nº 3, vegetado com taboa (*Thyphaspp*) com tempo de detenção hidráulica da ordem de um dia.

Se for levada em conta a amplitude de variação dos resultados, com segurança estatística de 95% pelo teste Mann-Whitney (não paramétrico), pode-se afirmar que:

Tabela 2 - Valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros nitrogênio amoniacal, carbono orgânico dissolvido e sólidos suspensos totais em diferentes pontos da unidade de campo.

Ponto	N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)
	Média + DP	Média + DP	Média + DP
LL	662 ± 183 (n = 10)	480 ± 144 (n = 9)	167 ± 35 (n = 9)
LM	249 ± 95 (n = 11)	171 ± 48 (n = 9)	2566 ± 1100 (n = 10)
SG	212 ± 19 (n = 10)	82 ± 37 (n = 10)	80 ± 28 (n = 11)
LE	175 ± 32 (n = 9)	83 ± 27 (n = 10)	131 ± 44 (n = 8)
EW	180 ± 19 (n = 9)	80 ± 28 (n = 11)	89 ± 39 (n = 9)

N-amoniaco: nitrogênio amoniacal; COD: carbono orgânico dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; DP: desvio padrão; LL: saída da lagoa do lixiviado; LM: saída da lagoa de mistura; SG: saída do *geobag*; LE: saída das lagoas de estabilização, afluente do *wetland*; EW: efluente do *wetland*; n: número de amostras analisadas

- houve efetiva remoção do teor de SST no *geobag*, e, nas demais etapas, não houve alteração desse parâmetro;
- houve remoção do COD no *geobag* e, nas outras fases, não ocorreu remoção adicional;
- embora, em termos médios, tenha havido alguma remoção de N-amoniaco até a saída das lagoas de estabilização, por conta da amplitude de variação desse parâmetro, não há suporte estatístico para caucionar essa constatação.

A mistura do lixiviado com o lodo de fossa na lagoa de mistura permite, por diluição, reduzir o COD e o N-amoniaco daquele efluente. Por outro lado, em função do alto teor de sólidos do lodo de fossa, o nível de SST na lagoa de mistura fica muito maior do que o do lixiviado.

Os sólidos têm características diferentes em cada etapa do processo de tratamento, sendo mais grosseiros na lagoa de mistura e de pequenas dimensões à saída do *geobag*. Nas lagoas de estabilização, a despeito da baixa remoção de matéria orgânica, sólidos orgânicos (células microbianas) podem ser produzidos, alterando o tipo de sólidos presentes no sistema de tratamento. De fato, o teor de SST aumenta à saída dessas lagoas, como indicado na Tabela 2.

Os valores médios da razão sólidos suspensos voláteis (SSV)/SST (voláteis/totais) nos pontos LM, SG, LE e EW foram de 0,75; 0,83; 0,91; e 0,87, respectivamente. Ao longo do tratamento, parece ter havido um pequeno aumento no teor de material orgânico nos sólidos em suspensão remanescentes.

Os ensaios de toxicidade só foram realizados para três pontos de amostragem: LL, LM e SG. Os resultados são expressos em termos de concentração de efeito tóxico (CE50) ou de efeito letal (CL50) para 50% dos indivíduos presentes originalmente no ensaio. A Tabela 3 apresenta os valores médios e os desvios padrão dos resultados do conjunto (n) de ensaios de toxicidade realizados.

Observa-se que o lixiviado apresentou toxicidade elevada para os três organismos testados. Com base no tratamento estatístico realizado (Mann-Whitney), podem ser feitas, com nível 95% de confiança, as seguintes afirmações:

- para o organismo *A. fisheri*, verificou-se diminuição da toxicidade da mistura quando da passagem pelo *geobag*. Resposta similar ocorreu com o organismo *D. similis*, mas ressalva-se que, nesse caso, o número de dados experimentais foi pequeno demais para conferir maior densidade a essa afirmação;
- para o organismo *D. rerio*, a toxicidade reduziu no ponto LM em relação à do lixiviado (LL). Para esse organismo, a passagem da mistura através do *geobag* não provocou redução da toxicidade.

O padrão de lançamento estabelecido pelo órgão ambiental pertinente refere-se ao *D. rerio* e é expresso em unidades de toxicidade (UT). O valor de UT foi determinado segundo a Norma Técnica (NT) 213,

R-4 (RIO DE JANEIRO, 1990). Verifica-se que, em SG, o valor médio desse parâmetro é de aproximadamente 6, número que atende à exigência da norma, a qual estipula $UT < 8$. Embora não se tenha determinado a toxicidade do efluente final (à saída do *wetland*), é razoável supor que tanto as lagoas de estabilização como o próprio *wetland* podem contribuir para adicional redução da toxicidade.

Resultados obtidos na unidade de laboratório

O desempenho da unidade de laboratório foi afetado pelas características do lodo de fossa empregado. Como já comentado, as características físico-químicas desse efluente foram muito variáveis. Em decorrência, os coeficientes de variação (desvio padrão/média) se apresentaram muito elevados para todos os parâmetros monitorados, exceto pH e condutividade. No caso dessa unidade, os pontos de amostragem receberam a seguinte denominação: L para lixiviado, LF para lodo de fossa, EG para entrada do *geobag*, SG para saída do *geobag* e SFB para saída do filtro biológico.

Na Tabela 4, encontram-se os dados de pH, condutividade e teor de N-amoniacoal. O pH pouco variou na passagem do efluente pelo *geobag*, mas uma leve queda desse indicador ocorreu na passagem pelo filtro biológico. A condutividade, elevada em L e baixa em LF, permaneceu praticamente constante na passagem do efluente pelo *geobag* e

Tabela 3 – Valores médios de concentração de efeito tóxico e concentração de efeito letal determinados em três pontos de amostragem.

Ponto	<i>A. fisheri</i> CE50 (%)	<i>D. similis</i> CE50 (%)	<i>D. rerio</i> CL50 (%)
LL	8,4 ± 3,9 (n = 9)	13 ± 4,8 (n = 5)	5,7 ± 1,7 (n = 8)
LM	8,5 ± 2,6 (n = 8)	11,5 ± 2,1 (n = 2)	15,4 ± 3,6 (n = 8)
SG	39,1 ± 11 (n = 8)	30,8 ± 11,9 (n = 4)	16,8 ± 6,6 (n = 10)

CE50: concentração de efeito tóxico, CL50: concentração de efeito letal; LL: saída da lagoa do lixiviado; LM: saída da lagoa de mistura; SG: saída do *geobag*

Tabela 4 – Caracterização físico-química das amostras, dados de pH, condutividade e nitrogênio amoniacoal.

Ponto de amostragem	pH	Condutividade (mS.cm ⁻¹)	Nitrogênio amoniacoal (mg.L ⁻¹)
L	7,6 ± 0,3 (n = 44)	15,4 ± 2,8 (n = 40)	805 ± 345 (n = 17)
LF	6,5 ± 0,4 (n = 44)	1,6 ± 0,7 (n = 43)	166 ± 117 (n = 16)
EG	6,9 ± 0,5 (n = 38)	4,5 ± 0,8 (n = 39)	320 ± 105 (n = 17)
SG	7,3 ± 0,4 (n = 42)	4,8 ± 0,9 (n = 42)	251 ± 48 (n = 16)
SFB	6,7 ± 0,9 (n = 37)	4,4 ± 0,8 (n = 39)	105 ± 67 (n = 17)

L: lixiviado; LF: lodo de fossa; EG: entrada do *geobag*; SG: saída do *geobag*; SFB: saída do filtro biológico.

pelo filtro biológico. O N-amoniacoal, com base nos valores médios, sofreu reduções de 22 e 58% no *geobag* e no filtro biológico, respectivamente. Essa apreciável remoção observada no filtro correspondeu à expectativa de que, nesse sistema, poderia ocorrer grau significativo de nitrificação.

A Tabela 5 complementa os dados obtidos para os parâmetros físico-químicos monitorados durante os experimentos. O teor de COD do efluente sofreu alterações pequenas na passagem pelas técnicas. Tanto para o *geobag* quanto para o filtro biológico, a remoção de COD foi da ordem de 18,6%. Os valores médios de ABS254 ficaram praticamente constantes na sequência de tratamentos (*geobag* e filtro biológico).

A turbidez, no sistema (*geobag* + filtro biológico), considerando-se os valores médios, foi removida em cerca de 67%, mas tal como ocorreu para os parâmetros citados anteriormente, por conta dos desvios padrão elevados, não há respaldo estatístico para essa constatação. Os parâmetros que sofreram as maiores remoções, a despeito dos elevados valores de desvio padrão, foram os sólidos (SST e SSV). No *geobag*, foram obtidas remoções de 97% de SST e 95% de SSV, enquanto, no biofiltro, as remoções foram de 55 (SST) e 50% (SSV). As remoções globais no sistema (*geobag* + biofiltro) foram de 98 (SST) e 97% (SSV). Esses resultados referem-se aos valores médios e devem ser tomados com precaução em função da dispersão elevada em torno da média. De todo modo, ressalta a adequada atuação do *geobag* como retentor de sólidos.

Os resultados de toxicidade estão apresentados na Tabela 6. O lixiviado mostrou-se bastante tóxico para os dois organismos testados. Considerando os valores médios (apesar do grande desvio padrão), o lodo de fossa mostrou-se menos tóxico do que o lixiviado para *D. similis*, para a qual a corrente de alimentação do *geobag* (EG) ainda se revelou bastante tóxica.

Para *A. fisheri*, embora o valor médio de CE50 tenha aumentado na passagem pelo *geobag*, não se pode afirmar que houve decréscimo de toxicidade por conta dos valores elevados de desvio padrão. O mesmo argumento vale para os dados referentes à saída do *geobag* e à saída do biofiltro. Para *A. fisheri*, pode-se afirmar que houve diminuição da toxicidade (aumento de CE50) entre a entrada do *geobag* e a saída do biofiltro. Ressalta-se que a variação acentuada dos valores de CE50 determinados dificulta a avaliação sobre remoção de toxicidade. Para *D. similis*, pode-se afirmar, com respaldo estatístico, que a passagem do efluente pelo biofiltro permitiu reduzir a sua toxicidade.

Como já mencionado, após o término dos experimentos, o *geobag* foi aberto e foram feitas determinações do teor de sólidos na massa retida, coletados de três níveis: superfície (0 cm), meio (3 cm) e fundo (6 cm). Ressalta-se que o *geobag* não ficou completamente cheio após o período de operação, avalia-se que apenas metade do seu volume útil foi preenchido com material sólido. Os dados referentes às amostras coletadas na superfície, no meio e no fundo estão apresentados na Figura 3.

A umidade no interior do *geobag* mostrou-se elevada e não variou muito, com média de 61,4%. O mesmo se pode afirmar dos teores de

sólidos voláteis em base seca, que, em média, foram de 51,6%. Assim, os sólidos retidos no *geobag* (em base seca) têm proporções relativamente similares de material orgânico e material inorgânico.

Com relação ao biofiltro, ao fim do experimento, as biomédias foram observadas visualmente e não havia formação de biofilme espesso sobre elas, verificou-se apenas a existência de uma camada fina de material gelatinoso sobre as partículas. Uma vez removido com auxílio de espátula, foram preparadas lâminas para observação por microscopia ótica. A magnificação usada (400×) não permite observar bactérias, mas possibilitou verificar a presença de material gelatinoso e de protozoários, predadores de bactérias e alguns vermes, como ilustrado na Figura 4.

Os biofilmes com predominância de nitrificantes não são espessos e, em geral, não têm a coloração intensa daqueles com proeminência de micro-organismos heterotróficos. As remoções de matéria orgânica foram baixas no biofiltro, o que evidencia a pouca presença de heterotróficos; por outro lado, a remoção de amônia alcançada no biofiltro (59%) avalia a ocorrência de nitrificação.

Comparação dos resultados obtidos nos dois estudos

Embora haja diferenças grandes entre os dois sistemas estudados, com a devida consideração desse fato, pode-se comparar alguns dos resultados obtidos. A Figura 5 apresenta as remoções de SST, COD e N-amoniaco para as duas unidades de tratamento investigadas.

Na Figura 5, estão representadas as remoções alcançadas apenas no *geobag* e as obtidas no sistema completo de tratamento, que, no caso da unidade de campo, incluíam as lagoas de estabilização e o *wetland* e, no da unidade de laboratório, o filtro biológico.

Como se depreende da Figura 5, as remoções de sólidos foram altas em ambas as unidades. As diferenças nos teores de sólidos nos lodos de fossa usados e o fato de a unidade de laboratório ter a sua operação iniciada com o *geobag* vazio podem ter contribuído para a menor remoção de SST verificada no *geobag* de bancada. A massa de sólidos retida pode contribuir, por atuar como meio filtrante, para a maior retenção de

sólidos verificada na instalação de campo. Remoções de sólidos de 95% foram alcançadas em trabalho de filtração de biossólidos provenientes de sistemas de aquicultura empregando *geobags* (GUERDAT *et al.*, 2013).

A remoção de COD foi moderada (53%) no *geobag* de campo e branda no protótipo de laboratório (18%). Em compensação, os tratamentos posteriores realizados em campo (lagoas de estabilização e *wetland*) não contribuíram para aumentar a remoção de COD. Por outro lado, o tratamento posterior em biofiltro, na unidade de laboratório, promoveu remoção adicional de COD (18,6%).

No que se refere à retirada de N-amoniaco, a unidade de laboratório teve melhor desempenho tanto no *geobag* como no tratamento posterior (biofiltro), tendo sido alcançada a remoção global de 67%.

Com relação à toxicidade, apenas se pôde verificar a atuação do *geobag*, pois esse parâmetro não foi determinado nas etapas subsequentes do tratamento, como ocorreu na unidade de laboratório. Na Figura 6, encontram-se os dados de CL50 para os organismos *A. fisheri* e *D. similis* para as duas unidades estudadas.

Na unidade de campo, houve aumento do valor médio da CL50 (redução da toxicidade) quando da passagem do efluente pelo *geobag*

Tabela 6 - Valores médios de concentração de efeito tóxico determinados para as correntes de interesse.

Ponto	<i>A. fisheri</i> CE50 (%)	<i>D. similis</i> CE50 (%)
L	10,7 ± 0,7 (n = 3)	12,6 ± 8,5 (n = 3)
LF	12,4 ± 8,2 (n = 6)	21,1 ± 16,4 (n = 6)
EG	15 ± 6,9 (n = 7)	13,3 ± 7,4 (n = 7)
SG	37,3 ± 16 (n = 8)	12,7 ± 2,6 (n = 8)
SFB	53,1 ± 21,5 (n = 8)	29,9 ± 12,1 (n = 8)

CE50: concentração de efeito tóxico; L: lixiviado; LF: lodo de fossa; EG: entrada do *geobag*; SG: saída do *geobag*; SFB: saída do filtro biológico.

Tabela 5 - Caracterização das amostras, dados de carbono orgânico dissolvido, ABS254, sólidos e turbidez.

Ponto de amostragem	COD (mg.L ⁻¹)	ABS254	SST (mg.L ⁻¹)	SSV (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)
L	1080 ± 425 (n = 8)	17,1 ± 2,5 (n = 6)	202 ± 108 (n = 11)	136 ± 66 (n = 11)	64 ± 33 (n = 44)
LF	120 ± 68 (n = 8)	0,9 ± 4,7 (n = 8)	- -	- -	122 ± 31 (n = 30)
EG	403 ± 99 (n = 7)	5,4 ± 1 (n = 5)	11,371* (n = 11)	4,859* (n = 10)	105 ± 29 (n = 26)
SG	328 ± 87 (n = 8)	5,5 ± 2,4 (n = 8)	385* (n = 9)	243 ± 192 (n = 9)	88 ± 75 (n = 42)
SFB	267 ± 54 (n = 7)	4,9 ± 2,4 (n = 8)	174 ± 144 (n = 11)	122 ± 57 (n = 11)	35 ± 45 (n = 40)

COD: carbono orgânico dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; L: lixiviado; LF: lodo de fossa; EG: entrada do *geobag*; SG: saída do *geobag*; SFB: saída do filtro biológico; *valores de desvio padrão ≥ valores da média.

de fatores de 4,6 e 2,7 vezes para *A. fisheri* e *D. similis*, respectivamente. Na unidade de laboratório, os aumentos de CL50 foram muito mais modestos em termos médios e, se levada em conta a dispersão

associada às médias, de um ponto de vista estatístico, não se pode afirmar que houve redução da toxicidade quando da passagem do efluente pelo *geobag*.

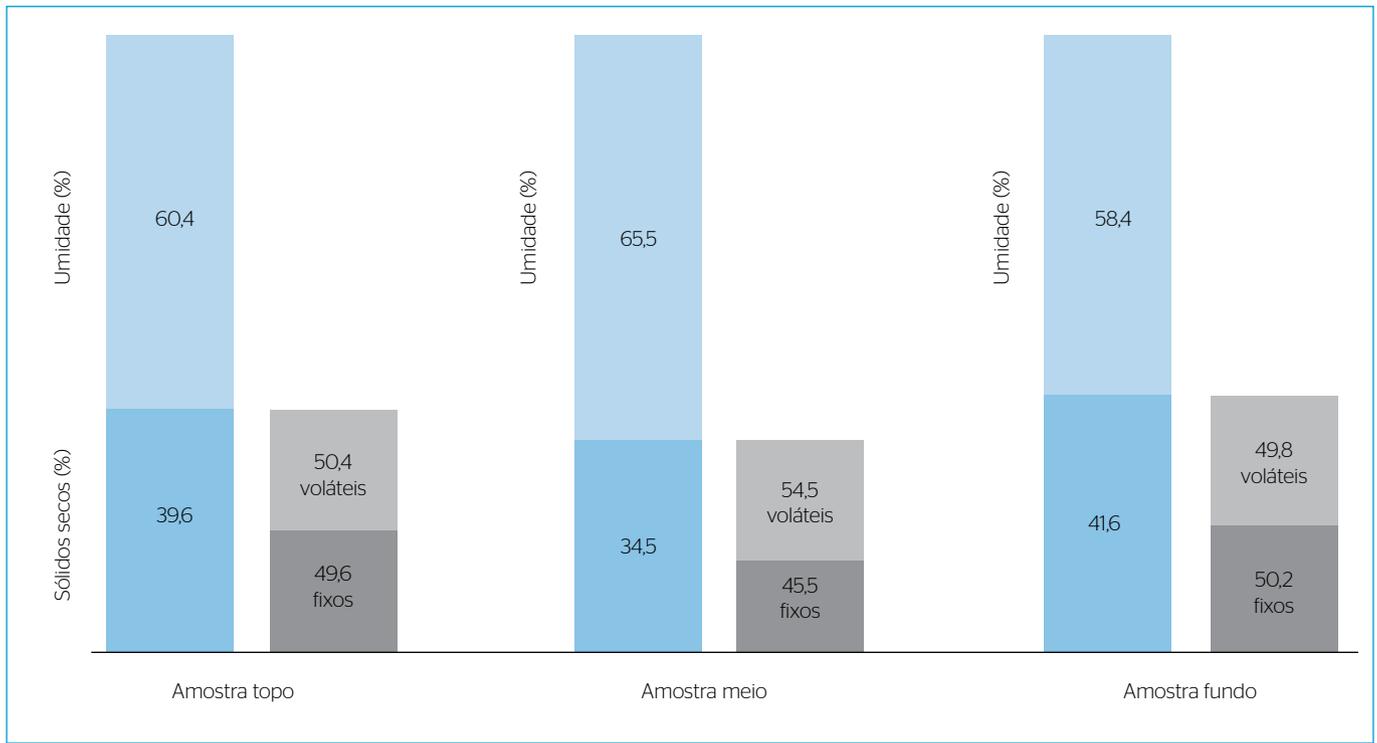


Figura 3 - Teores de umidade e composição do material seco das amostras coletadas no *geobag*.

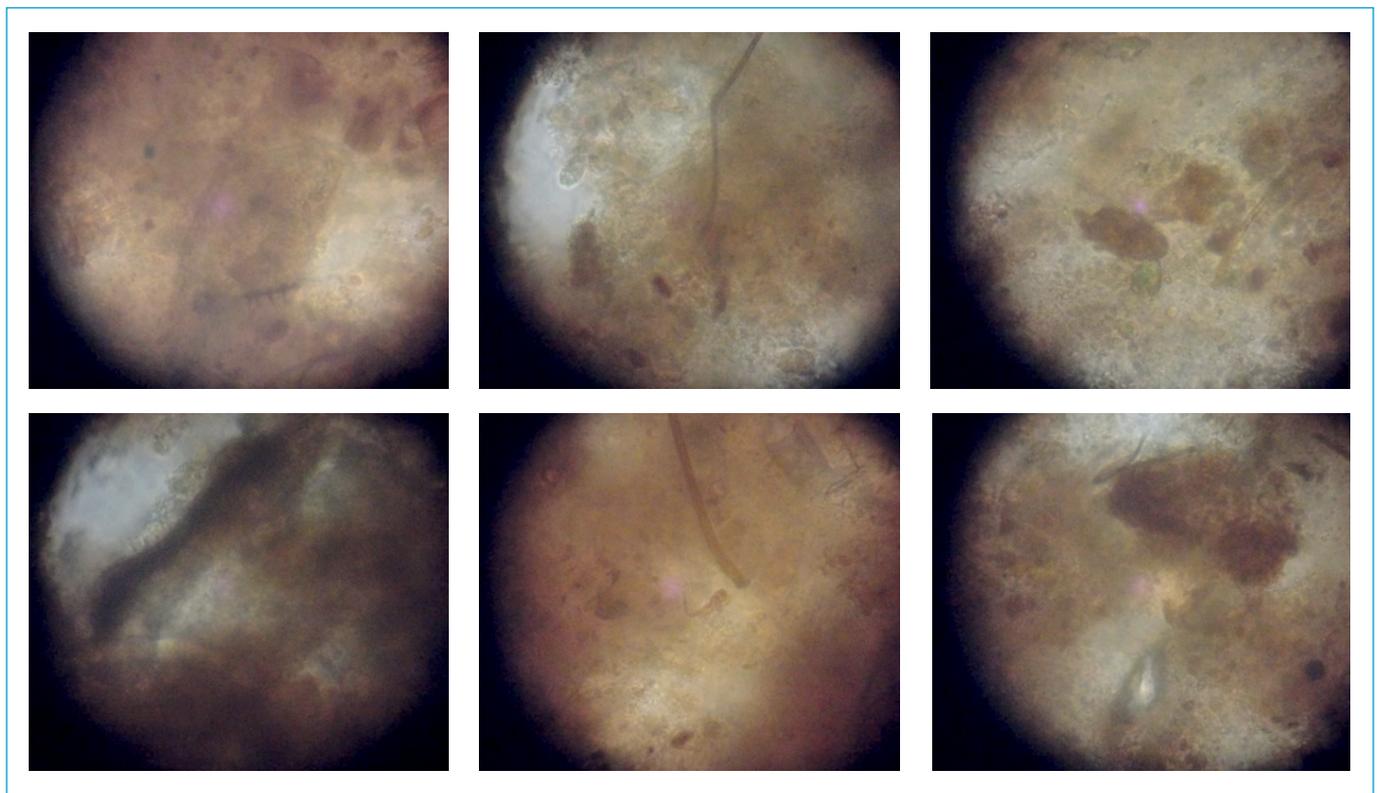


Figura 4 - Fotomicrografias com magnificação de 400× do material aderido às biomídias.

Quando se analisa a remoção da matéria orgânica, expressa como COD, deve-se registrar, de início, que os lixiviados de campo e de laboratório apresentaram valores médios muito diferentes, 502 mg.L⁻¹ para

o primeiro e 1.080 mg.L⁻¹ para o último. Os valores desse parâmetro após o tratamento completo (*geobag* + complementares) da mistura com lodo de fossa foram de 80 e 267 mg.L⁻¹ para as unidades de campo

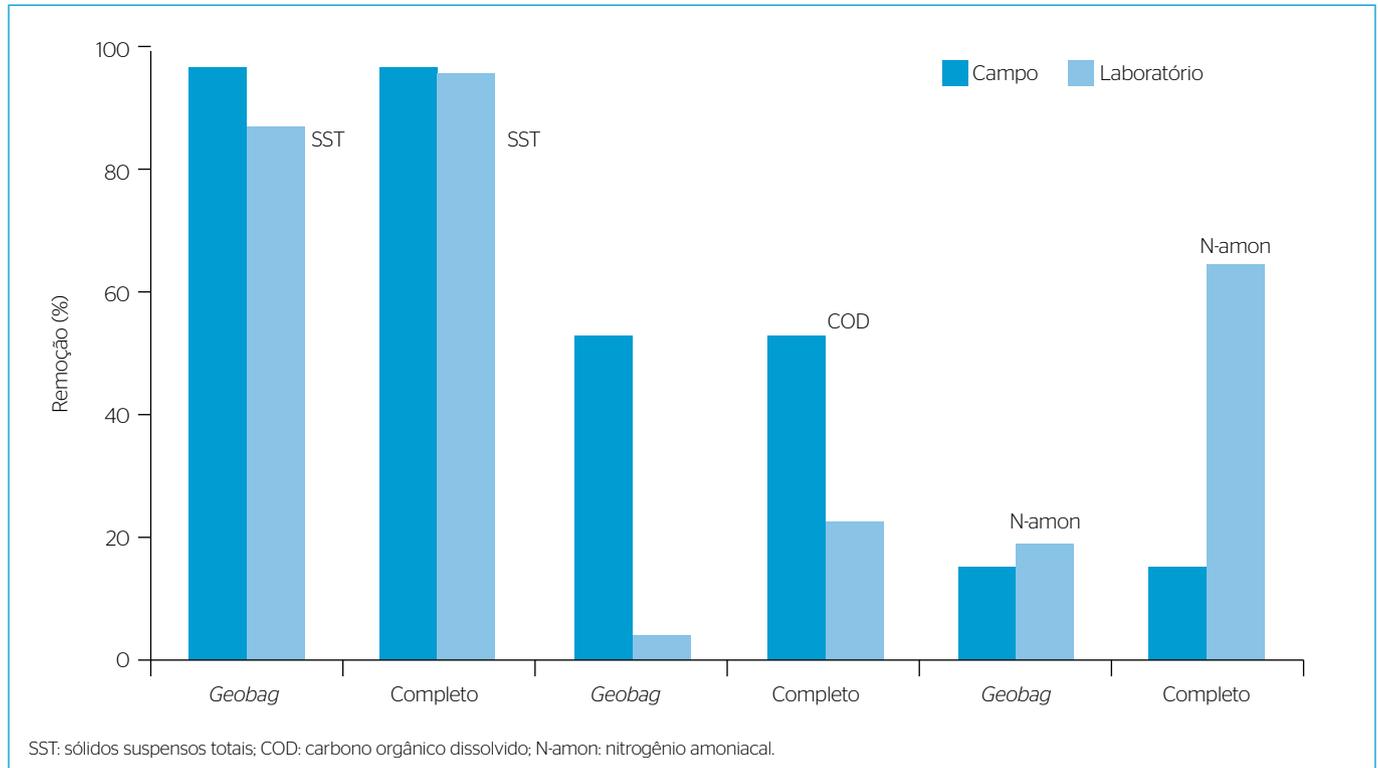


Figura 5 - Remoções obtidas (sólidos suspensos totais, carbono orgânico dissolvido e nitrogênio amoniacal) nas unidades de campo e de laboratório. Remoções referentes ao *geobag* e remoções no tratamento completo.

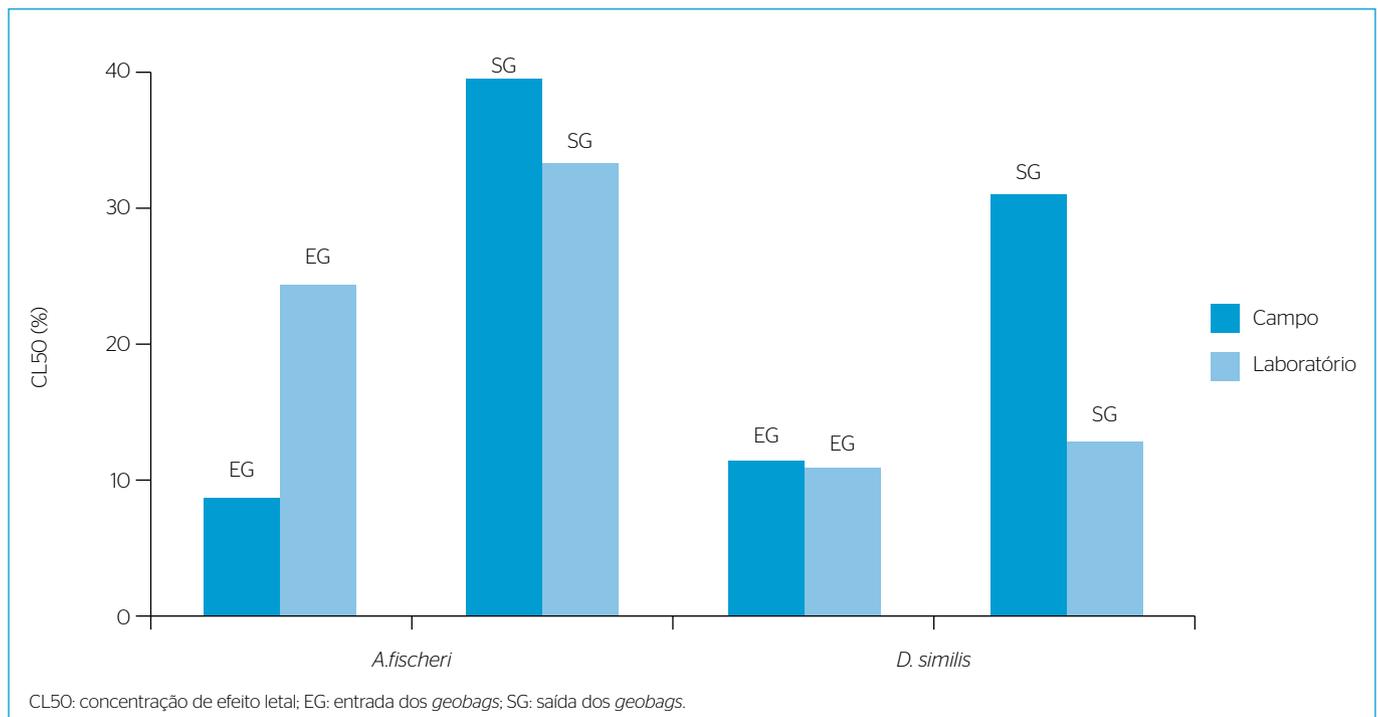


Figura 6 - Valores médios de concentração de efeito letal na entrada e saída dos *geobags* das unidades de campo e de laboratório para os organismos *A. fischeri* e *D. similis*.

e de laboratório, respectivamente. Esses valores, ao fim do tratamento, em especial o da unidade de laboratório, muito provavelmente não atendem às normas locais para lançamento que, por sua vez, referem-se à DQO e não ao COD (RIO DE JANEIRO, 1990).

Outro parâmetro relevante é o teor de nitrogênio amoniacal, muito elevado nos lixiviados (médias de 607 mg.L⁻¹ no campo e 805 mg.L⁻¹ no laboratório). O efluente combinado, ao término do tratamento, apresentou valores médios de 180 mg.L⁻¹ no campo e 105 mg.L⁻¹ no laboratório. Tais valores ainda excedem muito os padrões de lançamento desse parâmetro (BRASIL, 2011).

Os lixiviados usados nas duas unidades apresentaram níveis elevados de toxicidade. Os valores médios de CE50 situaram-se na faixa de 8 a 13% para os organismos *A. fisheri* e *D. similis*. Registros de elevada toxicidade de lixiviado para *A. fisheri* — CE50 de 3 a 6% e CE50 de 11 a 15% — foram feitos por Reis (2014) e Silva, Dezotti e Sant'anna (2004), respectivamente. Para o organismo *D. similis*, há registros de CL50 de 1,5 a 4,8% (MIRANDA, 2005) e de 4 a 18% (MAGALHÃES, 2012).

Os resultados de toxicidade para o efluente combinado tratado foram mais auspiciosos. Na unidade de campo, foi atingido o limite preconizado pelo órgão ambiental regional (UT E 8) para o organismo *D. rerio* já na saída do *geobag*. Para a unidade de laboratório, não foram feitos ensaios com esse organismo, mas os valores médios obtidos para *A. fisheri* e *D. similis* para o efluente do biofiltro apontam para uma tendência de redução da toxicidade.

Embora o tratamento combinado de lixiviado de aterro e lodo de fossa tenha alcançado bons resultados, com decréscimo nos valores dos parâmetros de maior interesse, a incorporação de outras técnicas de tratamento às unidades de campo e laboratório mostra-se necessária, para que as exigências regulatórias sobre o lançamento de efluentes sejam atendidas.

CONCLUSÕES

Os parâmetros físico-químicos e a toxicidade do lixiviado de aterro e do lodo de fossa apresentaram grande variação, fato que pode prejudicar o

tratamento e dificulta a análise do seu desempenho. As campanhas de amostragem na unidade de campo, conduzidas por 16 meses, revelaram grande variabilidade nos teores dos parâmetros analisados, a despeito da existência de lagoa para armazenamento do chorume e de lagoa de mistura com alguma capacidade de equalização. No caso da unidade de bancada, em função do tipo de suprimento desses dois efluentes e da inexistência de qualquer sistema de equalização, a variabilidade foi muito intensa. Essas constatações levam à necessidade de considerar, para sistemas de tratamento de campo, o aprimoramento do dimensionamento de lagoas ou tanques de equalização e da intensidade de mistura na lagoa ou no tanque de alimentação a montante da sequência de tratamento.

O tratamento combinado de lixiviado com lodo de fossa, tendo o *geobag* como dispositivo relevante da sequência de depuração, mostrou-se adequado para reduzir o potencial poluidor do lixiviado. Além da diluição com um efluente com menor potencial poluidor, houve remoção nos teores de COD, N-amoniacal e SST nas demais etapas complementares de tratamento. O *geobag* mostrou-se efetivo retentor de sólidos em suspensão, que podem afetar negativamente os tratamentos complementares. A toxicidade do efluente combinado sofreu redução no fim das etapas complementares de tratamento empregadas.

Ao término das etapas de tratamento, foram observados valores ainda elevados de COD, decorrentes da recalcitrância dos componentes do lixiviado à degradação biológica. O elevado nível de N-amoniacal do lixiviado também dificulta o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes. Nas duas unidades de tratamento investigadas, os valores médios finais desse parâmetro excedeu 100 mg.L⁻¹. Os tratamentos adotados, a despeito da grande variação dos valores de CE50, parecem levar à redução da toxicidade do efluente final.

Muito embora tratamentos adicionais sejam necessários para o enquadramento do efluente final às exigências regulatórias ambientais, os tratamentos efetuados primam pela simplicidade e geram efluente final muito mais apto para ser processado por técnicas mais sofisticadas, como permeação por membranas ou processos oxidativos.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). (2012) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Nova York: APHA.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (2009) *NBR 12713: Ecotoxicologia Aquática - Toxicidade Aguda - Método de Ensaio com Daphniaspp (Crustácea, Cladorcera)*. Rio de Janeiro: ABNT.

_____. (2012) *NBR 15411-3: Ecotoxicologia Aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão de bioluminescência de Vibriofischeri*. Rio de Janeiro: ABNT.

_____. (2016) *NBR 15088: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes (Cyprinidae)*, Rio de Janeiro: ABNT.

BRASIL. (2011) Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.

COUTINHO, T.C. (2015) *Uso do geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras, RJ*. 124f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. (2000) Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000. *Anais...* Porto Alegre, p. 1-11.

FERREIRA, J.A.; CANTANHEDE, A.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I.C.; MANNARINO, C.F.; SANTOS, A.S.; FRANCO, R.S.O.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. (2009) Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário. In: GOMES, L.P. (org.). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES.

GUERDAT, T.C.; LOSORDO, T.M.; DELONG, D.P.; JONES, R.D. (2013) An evaluation of solid waste capture from recirculating aquaculture systems using a geotextile bag system with a flocculant-aid. *Aquacultural Engineering*, v. 54, p. 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.10.001>

KOFFLER, A.; CHOURA, M.; BENDRISS, A.; ZENGERINK, E. (2008) Geosynthetics in protection against erosion for river and coastal banks and marine and hydraulic construction, *Journal of Coastal Conservation*, v. 12, n. 1, p. 11-17. <https://doi.org/10.1007/s11852-008-0023-x>

LIMA, L.S.M.S. (2017) *Quantificação e remoção de substâncias húmicas de lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos urbanos*. 194f. Tese (Doutorado) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MAGALHÃES, D.N. (2012) *Toxicidade no tratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário*. 31f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MIRANDA, V.F. (2005) *Avaliação da toxicidade de líquidos percolados gerados no aterro controlado de Pau Queimado (Município de Piracicaba, SP) para organismos aquáticos*. 139f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo.

NASCENTES, A.L.; NASCIMENTO, M.M.P.; BRASIL, F.C.; CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A. (2015) Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: Aspectos operacionais e microbiológicos. *Revista Eletrônica Teccen*, v. 8, n. 1, p. 5-12. <https://doi.org/10.21727/teccen.v8i1.222>

REIS, B.G. (2014) *Toxicidade no co-tratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário*. 152f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

RIO DE JANEIRO. (1990) *NT 213.R-4*. Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais, do Instituto Estadual do Ambiente - INEA, de 4 de setembro de 1990. Rio de Janeiro.

RODRIGUES, S.F.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; SANT'ANNA JR., G.L.; DEZOTTI, M. (2009) Sequential treatment of an old-landfill leachate, *Int. J. Environment and Waste Management*, v. 4, n. 3-4, p. 445-456. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2009.027408>

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G.L. (2004) Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, v. 55, n. 2, p. 207-214. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.013>

WEN, H.; WU, J.-J.; ZOU, J.-L.; LUO, X.; ZHANG, M.; GU, C. (2016) Model tests on retaining walls constructed from geobags filled with construction waste. *Advances in Material Science and Engineering*. <http://dx.doi.org/10.1155/2016/4971312>