

# Avaliação da disposição de lodos de fossa e tanque sépticos em lagoas de estabilização que tratam lixiviados de aterro sanitário

*Evaluation of septage disposal in stabilization ponds that treat landfill leachate*

Samara Monayna Alves Vasconcelos Carrilho<sup>1</sup>, Eraldo Henriques Carvalho<sup>2</sup>

## RESUMO

A destinação dos Lodos de Fossa e Tanque Séptico (LFTS) tem resultado em problemas ambientais e de saúde pública, devido principalmente à falta de alternativas adequadas para a destinação, e de fiscalização mais rigorosa. O problema se agrava em municípios desprovidos de estações de tratamento de esgoto, já que a disposição nesses sistemas tem sido a prática mais utilizada no país. Desta forma, a presente pesquisa teve por finalidade avaliar os efeitos da disposição desses lodos no desempenho, operação e manutenção de lagoas de estabilização que tratam lixiviados. O sistema estudado é composto por dois módulos idênticos de lagoa anaeróbia seguida de facultativa, de modo que o módulo receptor de LFTS foi submetido, durante seis meses, a diferentes taxas de aplicação volumétrica de lodo por lixiviado (13 a 204%). Utilizou-se o teste *t* de Student, para a análise estatística. Os resultados indicaram que, para a taxa máxima, o efluente do módulo receptor apresentou concentrações 1,8; 2,0; e 9,0 vezes superiores ao testemunho, para fósforo, nitrogênio amoniacal e *E. coli*, respectivamente. Além disso, houve aumento de lodo sedimentado na lagoa anaeróbia receptora (3,5 vezes em relação à testemunho) e formação de espuma (0,4 m<sup>3</sup> por mês). Entretanto, as interferências na operação e manutenção são de simples solução, pois esses resíduos podem ser destinados no próprio aterro e os padrões de lançamento em corpos hídricos não foram contrariados. Desta forma, as lagoas de estabilização que tratam lixiviados apresentam-se como uma alternativa competitiva para a destinação dos LFTS, resguardadas as condições operacionais estudadas.

**Palavras-chave:** lodo séptico; lagoas de estabilização; tratamento de lixiviados.

## ABSTRACT

The destination of septage has resulted in environmental and public health problems, due especially to the lack of adequate alternatives for its destination and of closer, more rigorous monitoring. The problem worsens in areas lacking sewage treatment plants, since the disposal in such systems has been the most widely used practice in the country. In this way, the current research aims to evaluate the effects of the sludge disposal in the performance, operation and maintenance of waste stabilization ponds that treat landfill leachate. The treatment system studied is composed by two modules of identical anaerobic ponds followed by facultative ponds. For six months, the receiver modul was submitted to different rates of volumetric sludge application by leachate (13 to 204%). Student's *t* test was used for statistics analysis. The results indicated that for the maximum rate, the receiver module effluent showed concentrations 1.8; 2.0; and 9.0 times higher than the control modul, phosphorus, ammonia nitrogen and *E. coli*, respectively. In addition, there was an increase in the sedimented sludge in the receiving anaerobic pond (3.5 times in relation to the control group) and scum formation (0.4 m<sup>3</sup> per month). However, the interferences in the operation and maintenance have simple solutions, since these residues may be sorted in the landfill itself and the release patterns in water bodies were not thwarted. In this way, the stabilization ponds that treat leachate present a competitive alternative for the destination of septage, safeguarding all operating conditions studied.

**Keywords:** septage; stabilization ponds; leachate treatment.

<sup>1</sup>Mestre em Engenharia do Meio Ambiente pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Bolsista CNPq (Desenvolvimento Tecnológico e Industrial B), pesquisadora na área de tratamento biológico de águas residuárias - Goiânia (GO), Brasil.

<sup>2</sup>Doutor em engenharia civil na área de hidráulica e saneamento pela Universidade de São Paulo (USP); professor associado nível 3 da Universidade Federal de Goiás (UFG) - Goiânia (GO), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Samara Monayna Alves Vasconcelos Carrilho - Rua Daniela, quadra 1, lote 14, - Jardim Ana Paula - 75125-170 - Anápolis (GO), Brasil - E-mail: samaramonayna03@hotmail.com

**Fonte de financiamento:** Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP).

**Recebido:** 06/06/14 - **Aceito:** 06/08/15 - **Reg. ABES:** 136031

## INTRODUÇÃO

A ausência de sistema público de coleta de esgoto sanitário na maioria dos domicílios brasileiros (56%, conforme IBGE, 2010) tem impulsionado a utilização de sistemas individuais de tratamento e/ou disposição local de esgotos domésticos, tais como tanques sépticos/sumidouros e fossas rudimentares. Embora o primeiro sistema seja o normatizado no país, por meio das normas brasileiras NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997), o segundo tem sido o mais utilizado (RIOS, 2010; ANDREOLI, 2009; CARRILHO; OLIVEIRA; CARVALHO, 2012). Cabe ressaltar que a diferença entre uma fossa e um tanque séptico é o fato deste ser uma unidade de tratamento de esgotos, com o lançamento de seu efluente em sumidouros ou valas de infiltração, enquanto a fossa apenas realiza a infiltração do esgoto *in natura* no solo (BRASIL, 2006).

Em ambos os sistemas, há geração de Lodos de Fossa e Tanque Sépticos (LFTS) que necessitam ser removidos periodicamente (ANDREOLI, 2009). Devido às concentrações significativas de sólidos (incluindo gorduras), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), patógenos e nutrientes, os LFTS devem possuir destinação ambientalmente adequada, visto que podem ocasionar impactos ambientais e risco à saúde pública caso sejam dispostos no meio ambiente sem o devido tratamento (AECOM; SANDEC, 2010; AL-SA'ED & HITHNAWI, 2006).

A falta de gestão e gerenciamento adequados desses lodos tem resultado em problemas ambientais em todo o país, pois, além da fragilidade dos órgãos fiscalizadores e da falta de informação por parte dos usuários (RIOS, 2010; CARRILHO; OLIVEIRA; CARVALHO, 2012), ainda não se tem alternativas técnicas de destinação consolidadas para as diferentes realidades sócio-econômicas e ambientais dos municípios brasileiros (ANDREOLI, 2009).

Atualmente, quando possível, a alternativa mais praticada no país é a disposição em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), embora a maioria das ETE's não tenham sido projetadas para esse fim, podendo ocasionar problemas em seu desempenho, operação e manutenção, uma vez que os LFTS são de 10 a 100 vezes mais concentrados que os esgotos sanitários (STRAUSS; LARMIE; HEINNESS, 1997; AECOM & SANDEC, 2010). Por outro lado, dependendo da realidade de cada município, o percentual de incremento de carga orgânica e volumétrica pode ser muito baixo, comparado ao esgoto sanitário, justificando-se a necessidade de estudos criteriosos para elucidar essa questão (HADDAD, 2013).

Como cerca de 70% dos municípios brasileiros não são providos de ETE (IBGE, 2010) e o marco regulatório de resíduos sólidos, lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010) exige a erradicação dos lixões até agosto de 2016, os sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários apresentam-se como uma alternativa para a disposição dos LFTS, especialmente para os municípios de pequeno porte.

Os lixiviados dos aterros, por sua vez, são o resultado da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos, associados à percolação das águas pluviais no aterro sanitário (ABNT, 1985), com altas concentrações de compostos recalcitrantes e nitrogênio amoniacal. Embora as lagoas de estabilização não removam esses elementos de forma satisfatória, elas são amplamente utilizadas no Brasil para o tratamento dos lixiviados, principalmente devido às condições climáticas favoráveis, à disponibilidade de área e a sua simplicidade construtiva e operacional (MARTINS; CASTILHOS JR; COSTA, 2010; GOMES, 2009).

Diante do exposto, a presente pesquisa teve por objetivo avaliar as interferências e suas respectivas magnitudes na qualidade do efluente das lagoas de estabilização (lagoas anaeróbias e facultativas), bem como verificar o impacto causado na manutenção e operação do sistema, utilizando-se como estudo de caso o sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário do município de Anápolis (GO).

Ressalta-se que esta pesquisa foi fomentada pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), por meio do Edital 07/2009, cujo objetivo principal foi definir alternativas para o tratamento, desaguamento, aproveitamento, disposição final e gestão de LFTS, que priorizassem baixo custo e simples operação, incluindo a codisposição desses lodos com resíduos sólidos urbanos.

## METODOLOGIA

O estudo foi realizado no Aterro Sanitário do município de Anápolis (GO), localizado na Fazenda Godoy, com área total de 31,38 ha e coordenadas geográficas S: 16° 17'21"S e W: 48° 53'75"2. O referido município possui população urbana de 324.303 habitantes, conforme Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012), dos quais 52% são atendidos com rede coletora de esgoto (SANEAGO, 2014) e 98% são atendidos pelo serviço de coleta de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). O aterro municipal é verticalizado e recebe cerca de 300 t./dia de RSU (SEMARH, 2014).

O início do funcionamento do sistema de tratamento de lixiviados, composto por duas lagoas anaeróbias seguidas de duas lagoas facultativas secundárias, operadas em série, ocorreu em dezembro de 2010. No entanto, para a realização do presente estudo, em abril de 2012, o sistema foi alterado para operação em paralelo, resultando em dois módulos idênticos e independentes: módulo I e módulo II, cada um composto de uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa. O módulo II atuou como receptor de LFTS, sendo identificado como módulo receptor e o módulo I foi o grupo controle, ou seja, o módulo testemunho. Na Tabela 1 estão descritas as dimensões de cada lagoa de estabilização do sistema. Destaca-se que a relação comprimento/largura nas lagoas é de apenas 2, resultando em regime hidráulico do tipo fluxo disperso.

Após a alteração da operação e antes da disposição dos LFTS, o sistema foi monitorado semanalmente por seis meses, realizando-se coletas e análises de amostras simples do efluente de cada lagoa de estabilização. Os LFTS só foram aplicados no módulo II, quando a diferença de desempenho entre os módulos não foi estatisticamente significativa, conforme o teste *t* de Student, garantindo, assim, que a única variável seria a presença dos LFTS.

Ressalta-se que, conforme dados fornecidos pelo Consórcio GC ambiental (2011), mesmo com o sistema operando em série, seu efluente final não atendia os padrões de lançamento em corpos hídricos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), quanto à concentração de nitrogênio amoniacal, de forma que o efluente tratado era recirculado para a área operacional do aterro. Esta prática foi utilizada durante toda a pesquisa.

Como o sistema estudado era desprovido de tratamento preliminar, foi construído um cesto retentor de sólidos para receber as descargas dos caminhões limpa-fossa, a fim de impedir a entrada de sólidos grosseiros no módulo receptor. O cesto, com 1,0 m de comprimento por 1,0 m de largura e 0,5 m de altura, foi construído de tela moeda de aço inoxidável de 2,0 cm de diâmetro de abertura, sendo acoplado a uma caixa de d'água de fibra de amianto com capacidade volumétrica de 1.000 L. Uma tubulação de 200 mm foi instalada na parte inferior dessa caixa para transportar os LFTS até a lagoa anaeróbia receptora.

**Tabela 1** - Dimensões das lagoas de estabilização do sistema de tratamento de lixiviados do Aterro Sanitário de Anápolis (GO).

Parâmetro	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Comprimento (m)	40	130
Largura (m)	20	60
Área média (m <sup>2</sup> )	800	7.800
Profundidade útil (m)	3,0	1,5
Volume útil (m <sup>3</sup> )	2.400	11.700
Relação Comprimento/Largura	2,0	2,2

Fonte: Adaptado de DBO Engenharia LTDA, 2009.

O estudo da avaliação das interferências da codisposição de LFTS no sistema foi realizado entre outubro de 2012 a março de 2013, correspondendo à época da estação chuvosa, a mais crítica em termos operacionais. O módulo receptor foi submetido, de forma crescente, a diferentes Taxas de Aplicação Volumétrica (TAV) de LFTS por lixiviado, isto é, relação entre o volume médio diário de LFTS e volume médio diário de lixiviado *in natura*. Desta forma, o estudo foi dividido em seis fases, resultando em distintos Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) e Taxas de Carga Orgânica Volumétrica (TCOV) nas lagoas receptoras, como apresentado na Tabela 2.

No primeiro mês de estudo, foram lançados 7,4 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> de LFTS no módulo receptor, resultando em TAV de 13% e carga orgânica adicional de 12,0 kg DBO.dia<sup>-1</sup>. No último mês, todo o LFTS gerado no município (cerca de 100 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>) foi disposto no módulo receptor, resultando em TAV de 204% e incremento de carga orgânica de 159 kg DBO.dia<sup>-1</sup>. Ao longo do experimento, a vazão média mensal de lixiviado em cada módulo variou entre 43 a 68 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>, resultando em valor médio de 48 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>.

Como a pesquisa foi realizada em escala real, o que inviabilizou o controle diário da composição dos LFTS, adotou-se os valores médios de cada parâmetro avaliado para todas as fases da pesquisa, sendo a única variável o volume de LFTS.

Durante a pesquisa, foram realizadas doze caracterizações mensais de LFTS, por meio de amostragens compostas. Para obtenção dessas amostras, foram coletadas cinco alíquotas proporcionais à vazão durante a descarga de caminhões limpa-fossa na ETE-Anápolis, perfazendo um total de cinco caminhões para cada caracterização. Essa metodologia foi proposta por Vieira *et al.* (2012). Os parâmetros utilizados foram DBO, Demanda Química de Oxigênio (DQO), pH, Óleos e Graxas (OG), fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, cádmio, chumbo, mercúrio, cromo e *Escherichia coli*.

Para avaliação das interferências no desempenho do sistema, foram coletadas, semanalmente, amostras simples do afluente e

**Tabela 2** - Dados operacionais das lagoas de estabilização do módulo receptor em relação às diferentes taxas de aplicação volumétrica dos lodos de fossa e tanque sépticos.

Fases do Estudo	VMD LFTS no módulo receptor (m <sup>3</sup> )	TAV LFTS (%)	TDH ANA (dias)	TDH FAC (dias)	CO de LFTS (kg.DBO.dia)	TCOV ANA (kg.DBO.dia)	TAS ANA (kg.DBO.ha <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> )	TAS FAC (kg.DBO.ha <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> )
Fase 0	0	0	50	243	0,0	0,025	725	40 <sup>(1)</sup>
Fase 1	7,4	13	40	197	12,0	0,030	925	94
Fase 2	10	18	36	177	16,3	0,034	1.044	107
Fase 3	20,0	35	32	156	33,0	0,041	1.237	126
Fase 4	36,0	75	25	124	58,0	0,053	1.587	163
Fase 5	98,0	204	16	79	159,0	0,091	2.700	280

VMD: Volume médio diário de lodo de fossa e tanque séptico (Lodos de Fossa e Tanque Séptico); TAV: Taxa de Aplicação Volumétrica; THD: Tempo de Detenção Hidráulico; ANA: Lagoa Anaeróbia; FAC: Lagoa Facultativa; CO: carga orgânica; TCOV: Taxa de Carga Orgânica Volumétrica; TAS: Taxa de Aplicação Superficial. <sup>(1)</sup>para o cálculo adotou-se 50% de remoção de carga orgânica na lagoa anaeróbia.

efluente das lagoas anaeróbias e facultativas de ambos os módulos do sistema de tratamento de lixiviados. Essas amostras foram caracterizadas em termos dos mesmos parâmetros utilizados para os LFTS. Todas as análises foram realizadas conforme o APHA, AWWA e WPCF (2005).

Para o tratamento estatístico dos dados, utilizou-se o teste *t* de Student, disponível no *software* STATISTICA 7.0 para *Windows*. A interferência entre a qualidade do efluente dos módulos foi considerada significativa quando nível de significância (*p*) foi menor que 5%, conforme Callegari-Jaques (2008). De acordo com Oliveira (2010), valores de coeficiente de variação (CV) superiores a 30% indicam alta dispersão dos dados, não sendo possível utilizar a média para representá-los, sendo, então, recomendada a utilização da mediana.

A fim de verificar possíveis interferências na manutenção e operação do sistema devido à disposição dos LFTS, realizou-se a batimetria do lodo depositado nas lagoas anaeróbias, conforme metodologia proposta por Gonçalves (1999), antes e no final da aplicação dos LFTS. A cada dois meses, foi quantificada, por meio da utilização de uma bombona de 50 L, a espuma formada nas lagoas anaeróbias testemunho e receptora.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização dos lodos de fossa e tanque sépticos e do lixiviado *in natura*

A composição dos LFTS e dos lixiviados *in natura* mostrou-se amplamente variável, visto que a maioria dos parâmetros analisados apresentou valores instáveis ( $CV \geq 30\%$ ). A alta variabilidade da composição dos LFTS pode estar relacionada aos tipos de sistemas individuais utilizados pela população, à atividade dos usuários e ao clima (INGUNZA *et al.*, 2009; CARRILHO; OLIVEIRA; CARVALHO, 2012; HALALSHEH *et al.*, 2011; AL-AS'ED & HITHNAWI, 2006). Já a variabilidade da composição do lixiviados *in natura* tem íntima relação com processos de biodegradação dos resíduos aterrados, nos quais há limitação de vários fatores, como profundidade e compactação das células, idade do aterro sanitário, composição do lixo, umidade, presença de oxigênio disponível, dentre outras causas (GOMES, 2009; PALA & ERDEN, 2004; MARTINS; CASTILHOS JUNIOR; COSTA, 2010; AMARAL, FERREIRA; LANGE, 2008) (Tabela 3).

### Interferências na qualidade do efluente das lagoas anaeróbias

Não houve diferença significativa na qualidade dos efluentes das lagoas testemunho e receptora, em termos de DBO e DQO, independentemente da TAV aplicada. Para a TAV de 204%, por exemplo, o nível de significância (*p*) foi de 0,07 e 0,31, para DBO e DQO, respectivamente. Embora a carga

orgânica na lagoa receptora tenha apresentado valor até 3,6 vezes mais que na lagoa testemunho, a TCOV foi de apenas 0,091 kg DBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, devido à ociosidade do sistema. Além disso, as concentrações de matéria orgânica no LFTS foram próximas as do lixiviado. O mesmo pode-se dizer da sobrecarga hidráulica, já que o TDH na lagoa receptora foi de, no mínimo, 16 dias. Segundo Jordão e Pessoa (2009), o TDH deve situar-se entre 3 e 6 dias e nas lagoas anaeróbias e 15 a 45 dias nas facultativas; já a TCOV deve estar entre 0,1 e 0,3 kg DBO.m<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup> para as lagoas anaeróbias (Figura 1).

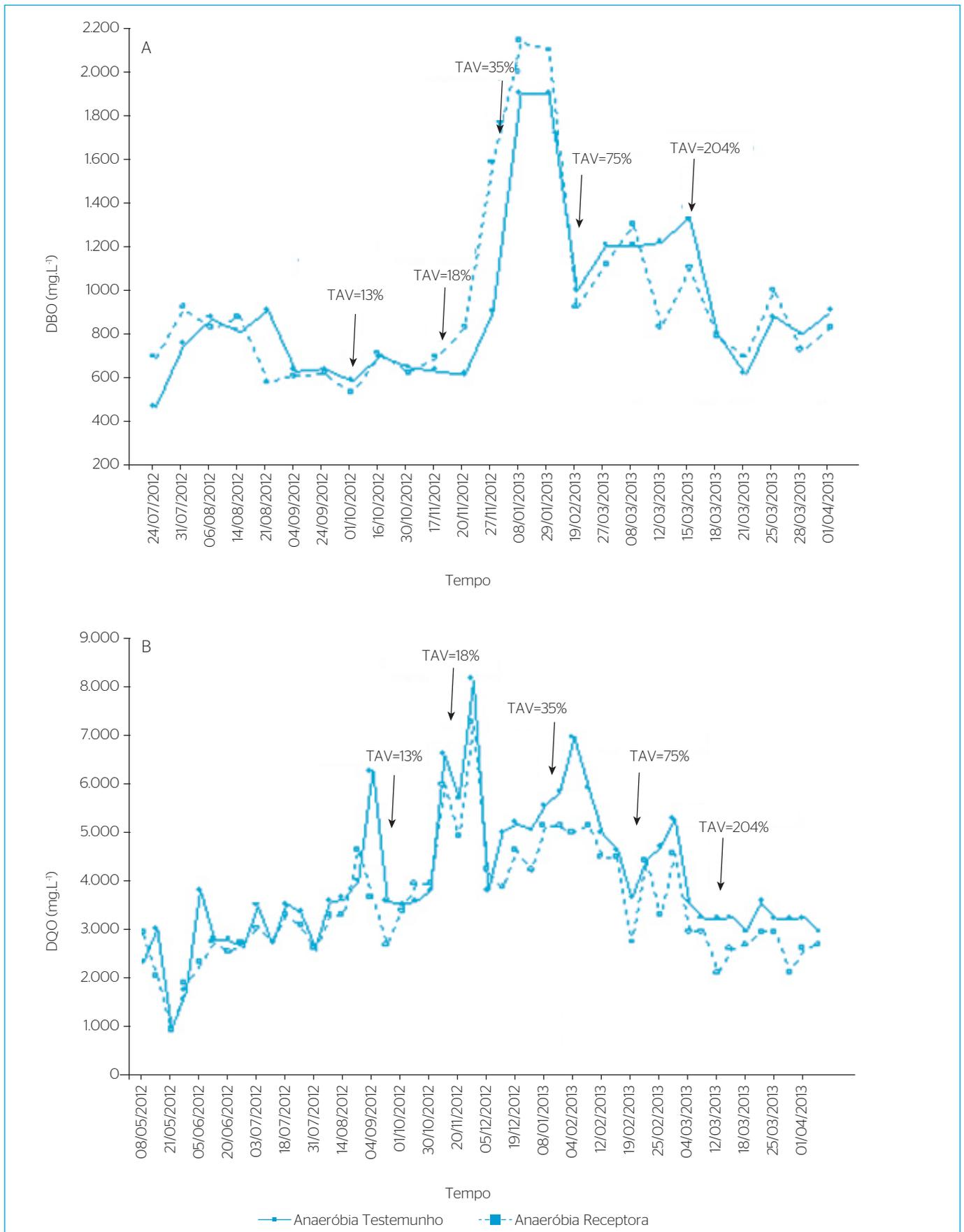
No tocante à concentração de *E. coli*, o efluente da lagoa anaeróbia receptora apresentou concentrações significativamente superiores para todas as TAV utilizadas (Figura 2), com nível de significância entre 0,000 e 0,011. Tal fato pode ser justificado pelas altas concentrações destes micro-organismos nos LFTS quando comparados aos lixiviados de aterros, 30,5x10<sup>5</sup> e 3,1x10<sup>4</sup> NMP/100 mL, respectivamente; e pela baixa eficiência de remoção de *E. coli* inerente às lagoas anaeróbias (JORDÃO & PESSOA, 2009).

A partir da fase 2 (TAV ≥ 18%), foi identificado aumento significativo na concentração de óleos e graxas no efluente da lagoa anaeróbia receptora, de 10 a 50 vezes mais que a do testemunho (Figura 3),

**Tabela 3** - Valores medianos da caracterização físico-química e microbiológica dos lodos de fossa e tanque séptico do município e do lixiviado *in natura* do Aterro Sanitário de Anápolis (GO).

Parâmetro	Mediana LFTS	Mediana Lixiviados	CV (%) LFTS	CV (%) Lixiviados
pH	7,3	7,8	-	-
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	5.200	5.823	158	51
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	1.626	1.100	76	110
Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	42	10	81	43
Nitrogênio Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	114	1.050	162	34
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	3.773	192	57	122
Sólidos sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> )	65	0,2	150	365
Óleos e Graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	293	20	185	152
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	30,5x10 <sup>5</sup>	3,1x10 <sup>4</sup>	-	211
Cádmio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,001	0,632	-	91
Chumbo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,23	0,047	17	5,2
Cromo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,30	0,266	50	66
Mercúrio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,0002	<0,002	-	-

LFTS: lodos de fossas e tanques sépticos; CV: coeficiente de variação.



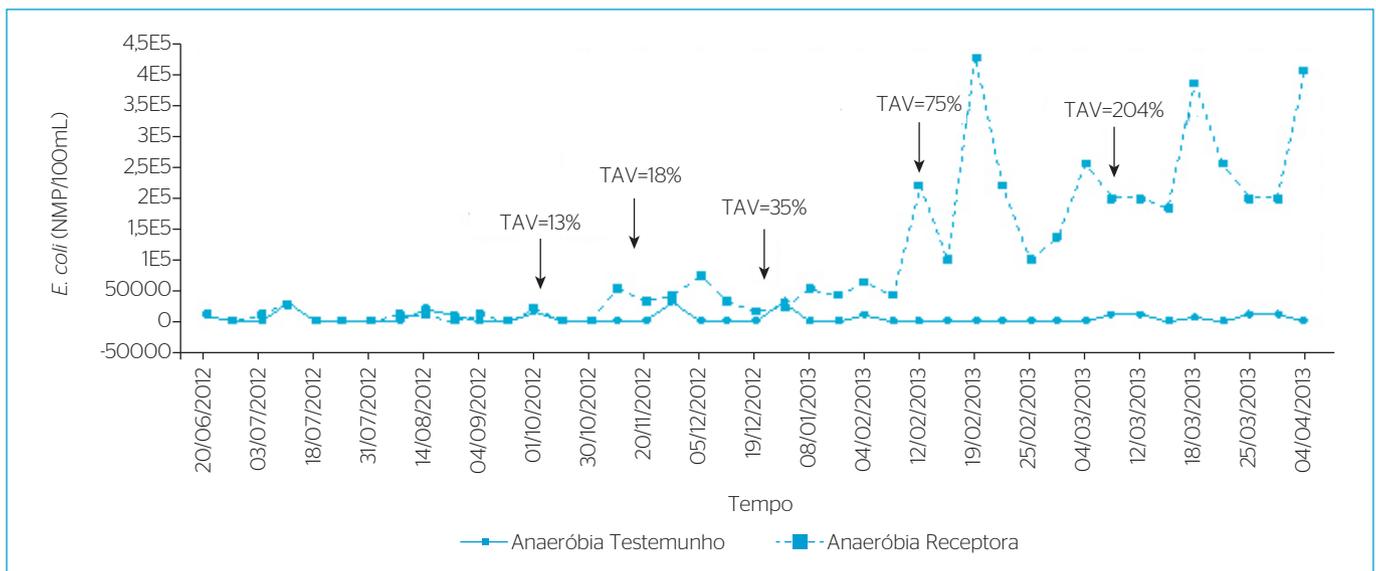
**Figura 1** - Variação temporal da concentração de DBO (A) e DQO (B) no efluente das lagoas anaeróbicas testemunho e receptora em relação às diferentes taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.

fato que poderia comprometer a atividade fotossintética na lagoa facultativa. Tal diferença deve-se ao fato da concentração de óleos e graxas ser muito maior nos LFTS do que no lixiviado *in natura* (293 mg.L<sup>-1</sup> e 20 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente). As elevadas concentrações de óleos e graxas nos LFTS devem-se principalmente ao fato das empresas limpa-fossa efetuarem limpeza de caixas de gordura residenciais e comerciais (INGUNZA *et al.*, 2009; CARRILHO; OLIVEIRA; CARVALHO, 2012).

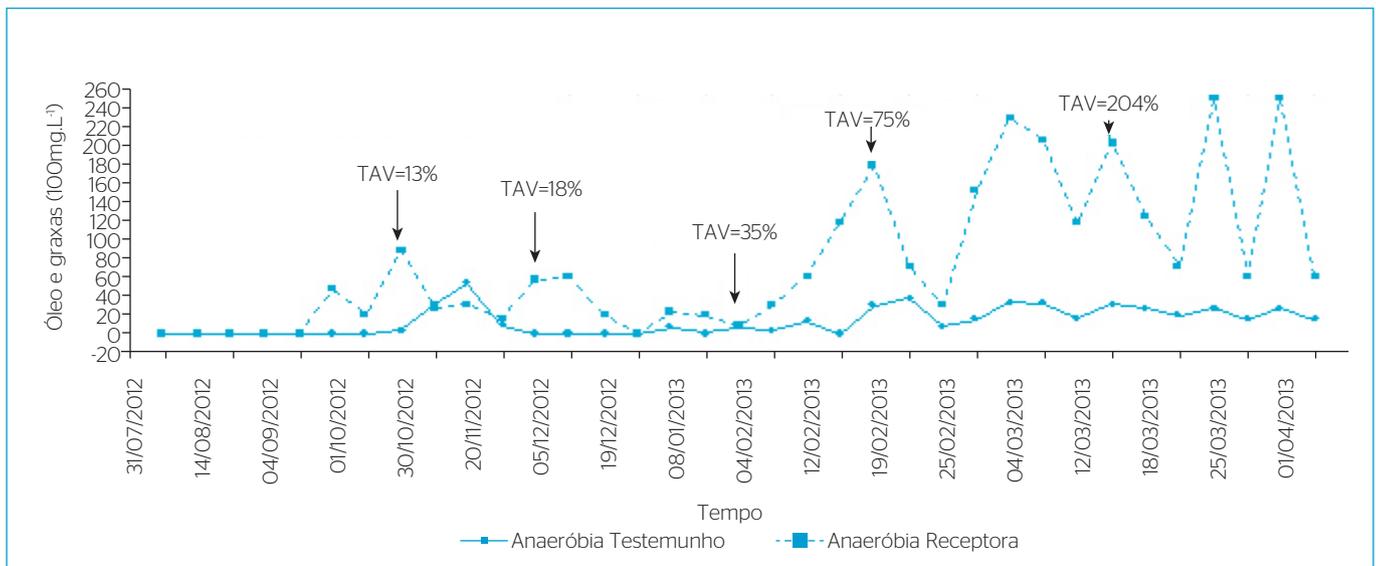
A partir da fase 4 (TAV≥75%) houve diferença significativa na concentração de fósforo (p=0,04) sólidos suspensos (p=0,023), sólidos sedimentáveis (p=0,021), pH (p=0,02) e nitrogênio amoniacal (p=0,001),

sendo que para estes dois últimos parâmetros, os valores foram inferiores no efluente da lagoa anaeróbia receptora.

A redução dos valores de pH na lagoa anaeróbia receptora deve-se principalmente a diluição ocorrida pelo lançamento de LFTS no sistema, uma vez que os lixiviados *in natura* apresentaram-se mais alcalinos que os LFTS, com valores em torno de 7,8 e 7,3 respectivamente. Além disso, a taxa de aplicação superficial na lagoa anaeróbia testemunho, no caso, 725 kg DBO.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, estava abaixo do mínimo estabelecido para garantir anaerobiose em toda a massa líquida (1.000 kg DBO.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), propiciando, possivelmente, o surgimento de algas no meio que, através de sua atividade fotossintética, consumiam gás carbônico diluído



**Figura 2 -** Variação temporal da concentração de *E. Coli* no efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho, em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.



**Figura 3 -** Variação temporal da concentração de óleos e graxas no efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho, em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.

resultando em efluente mais alcalino (MOTA & SPERLING, 2009; JORDÃO & PESSOA, 2009) (Figura 4).

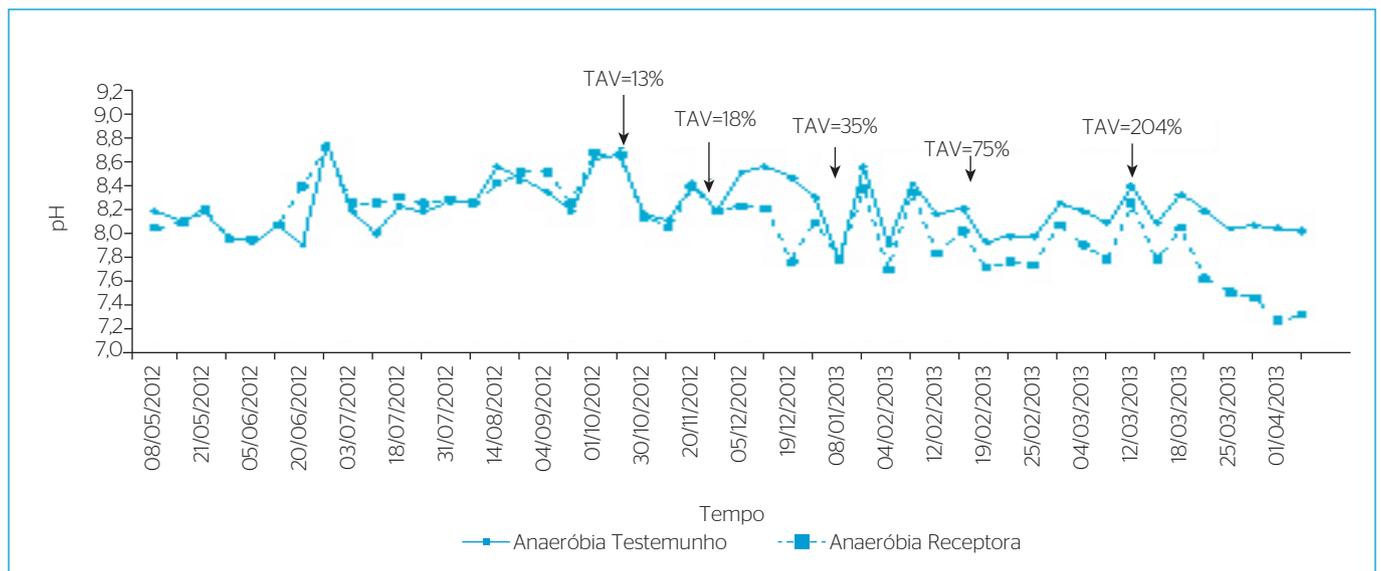
A redução da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente da lagoa anaeróbia (Figura 5) receptora deve-se à diluição do lixiviado, haja vista que os LFTS possuem concentrações 10 vezes inferiores ao lixiviado *in natura*. Na fase 4, por exemplo, a quantidade de LFTS disposto no sistema foi praticamente igual ao volume de lixiviado *in natura*.

Embora as concentrações de fósforo e sólidos nos LFTS tenham sido muito maiores que no lixiviado *in natura*, devido à ociosidade do sistema, não houve interferência para  $TAV \leq 75\%$  (Figuras 6 a 8).

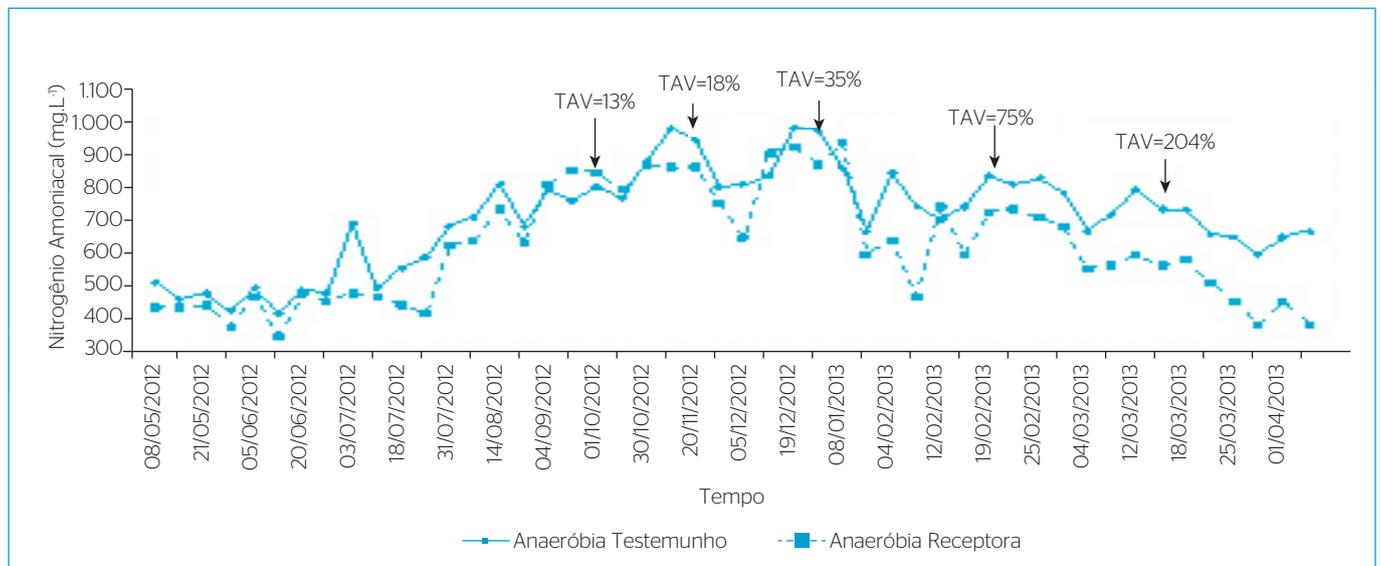
Acima deste valor, as concentrações de fósforo no efluente da lagoa anaeróbia receptora aumentaram de duas a quatro vezes mais do que no efluente do testemunho. A formação de caminhos preferenciais (curto-circuito hidráulico) nestas elevadas taxas foi observada, contribuindo, desta forma, para o escape de sólidos do sistema.

### Interferências na qualidade do efluente das lagoas facultativas

A codisposição dos LFTS não resultou em diferença significativa até a fase 2 ( $TAV \leq 18\%$ ). A partir da fase 3 foi identificado relevante aumento na concentração de *E. coli* (Figura 9). Essa interferência se deve às altas



**Figura 4** - Variação temporal dos valores de pH do efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho em função das diferentes taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.



**Figura 5** - Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.

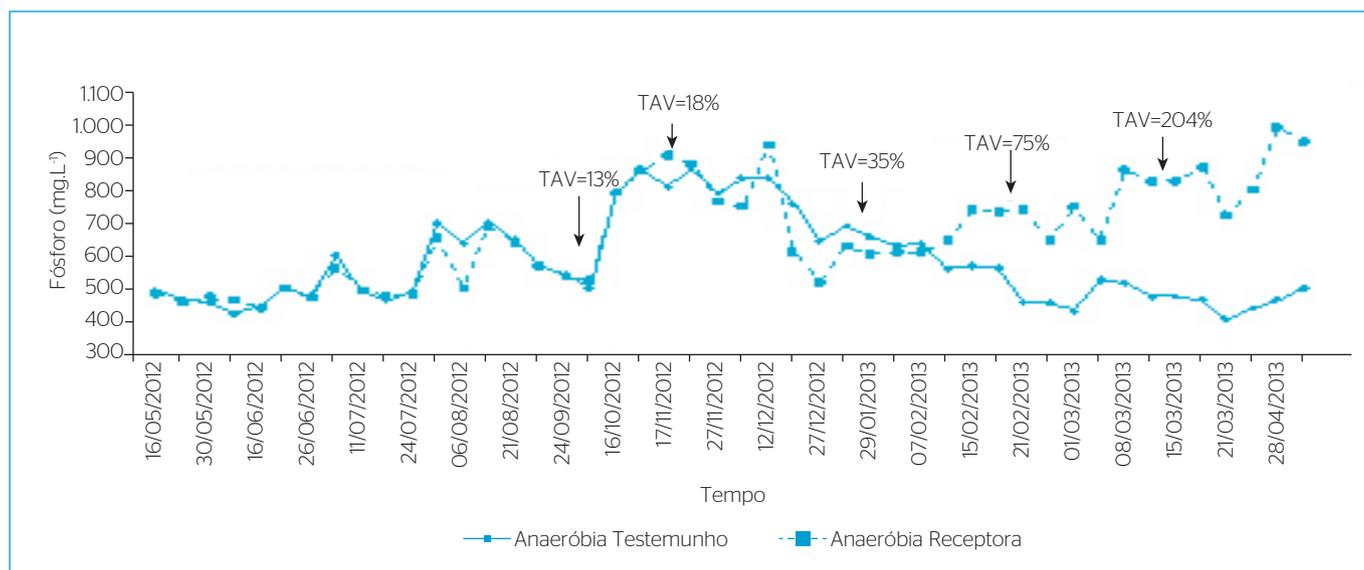
concentrações de *E. coli* em seu afluente e pela baixa eficiência de remoção de coliformes nas lagoas facultativas (SPERLING, 2002).

Embora tenha ocorrido redução dos valores de nitrogênio amoniacal na lagoa anaeróbia receptora, houve o aumento da concentração deste nutriente na lagoa facultativa receptora a partir da TAV de 35% (Figura 10). Este fato pode estar relacionado ao aumento da densidade algal na lagoa facultativa testemunho e à diminuição dos valores de pH e redução do TDH na lagoa facultativa receptora.

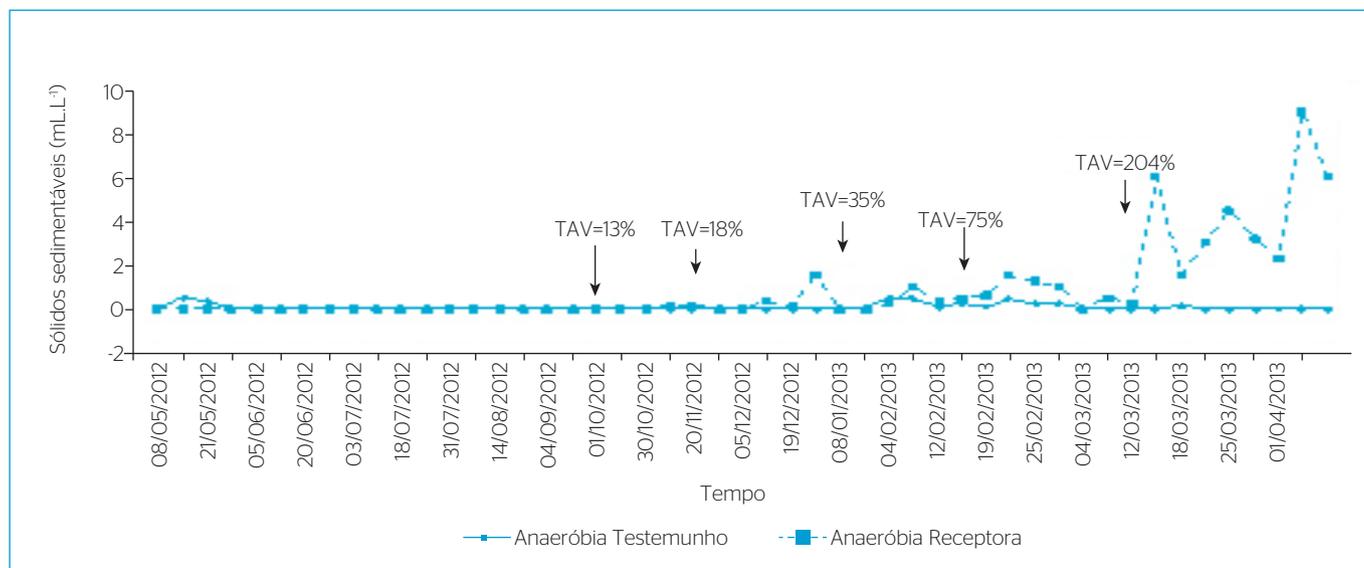
Antes da disposição de LFTS, as concentrações de clorofila *a* nas lagoas facultativas testemunho e receptora foram de 640 e

874  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente. Entretanto, na fase 4, esses valores aumentaram para 1.487 e 1.298  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente. A maior concentração algal na lagoa facultativa testemunho pode ter contribuído para o maior consumo de nitrogênio amoniacal nesta lagoa, uma vez que estes organismos utilizam amônia como fonte nutricional para o seu metabolismo celular (VALERO; MARA; NEWTON, 2010).

Como o pH interfere no processo de volatilização da amônia em lagoas facultativas (MIWA; FREIRE; CALIJURI, 2007) e o afluente da lagoa facultativa receptora era menos alcalino, a concentração de



**Figura 6** - Variação temporal da concentração de fósforo do efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.

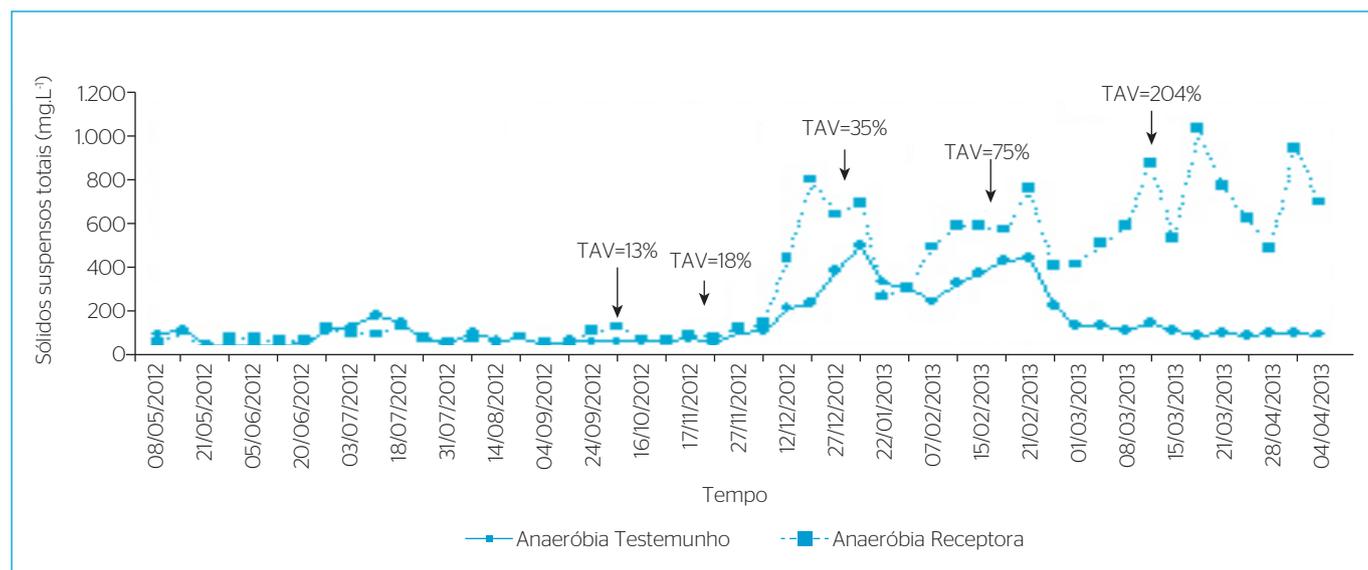


**Figura 7** - Variação temporal da concentração de sólidos sedimentáveis do efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.

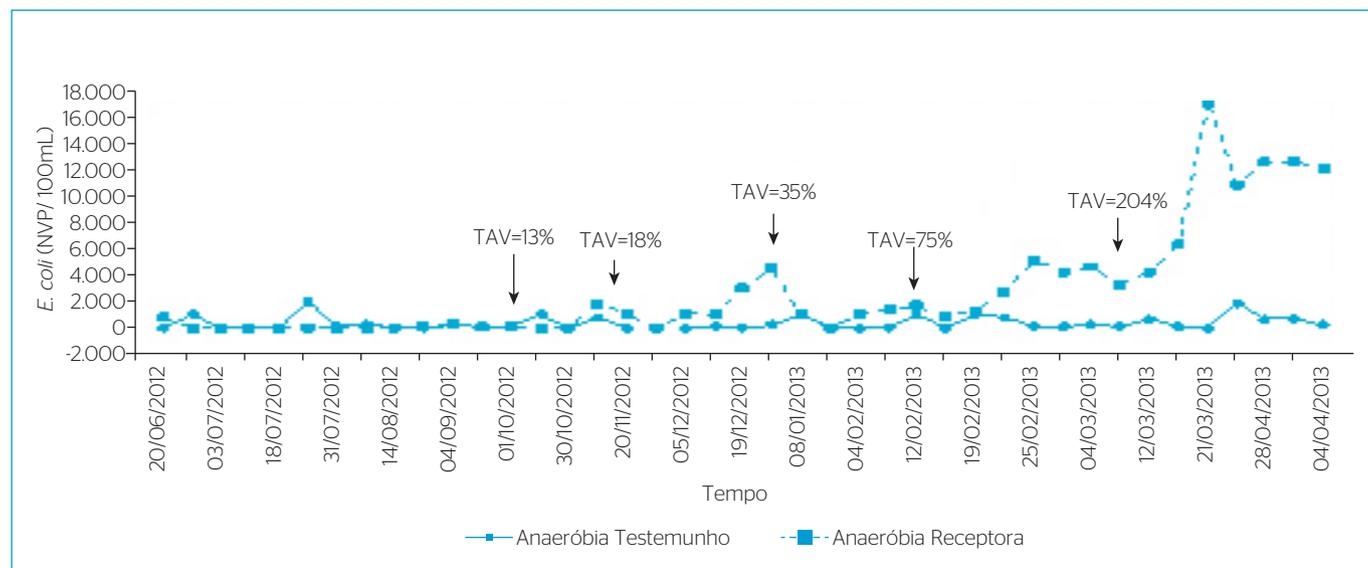
nitrogênio amoniacal no efluente desta lagoa aumentou, pois, em ambientes mais ácidos, não há formação de  $\text{NH}_3$  (amônia livre), a qual volatiliza mais facilmente. Em valores de pH próximos à neutralidade, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), que, por sua vez, não é capaz de se volatilizar (MOTA & SPERLING, 2009). Apesar de alguns estudos reportarem baixos índices de volatilização em lagoas de estabilização que tratam esgoto sanitário (VALERO & MARA, 2007; ASSUNÇÃO, 2009; SENZIA *et al.*, 2002), no estado de Santa Catarina, foi identificada remoção de 27% de nitrogênio amoniacal por volatilização, em lagoas facultativas que tratam lixiviados de aterros (MARTINS; FERNANDES; COSTA, 2013).

Já o TDH também pode influenciar na remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas de estabilização, uma vez que valores elevados também promovem a volatilização da amônia nestes sistemas (VALERO; MARA, 2007). Neste contexto, na TAV de 35%, houve redução de 12% no TDH na lagoa facultativa receptora, o que possivelmente acarretou na diminuição da volatilização da amônia e aumento de nitrogênio amoniacal nesta lagoa.

Na fase 4, houve diferença significativa dos valores de pH ( $p < 0,005$ ) no efluente das lagoas testemunho e receptora, justificada pelo fato do afluente na lagoa receptora ser menos alcalino (Figura 11). Na fase 5 (TAV=204%), houve diferença significativa para fósforo, justificada pelo



**Figura 8** - Variação temporal da concentração de sólidos suspensos totais no efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.



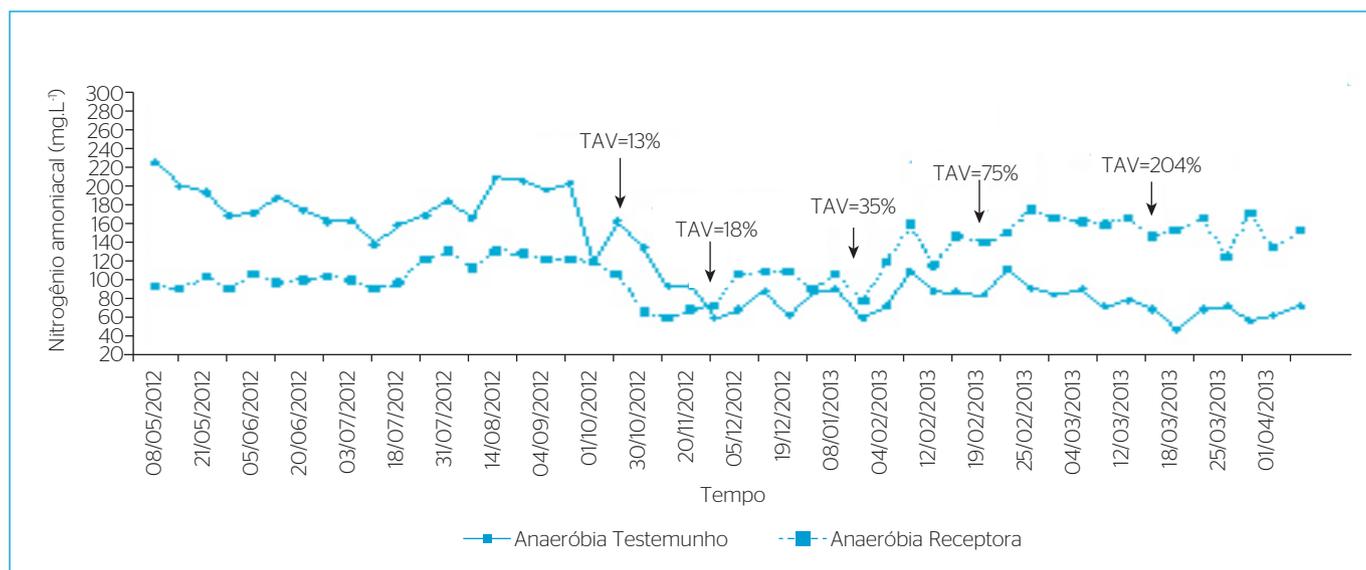
**Figura 9** - Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente das lagoas facultativas receptora e testemunho em função das taxas de aplicação volumétrica de lodo de fossa e tanque séptico.

fato do afluente da lagoa facultativa receptora ser mais concentrado do que o da testemunho (Figura 12).

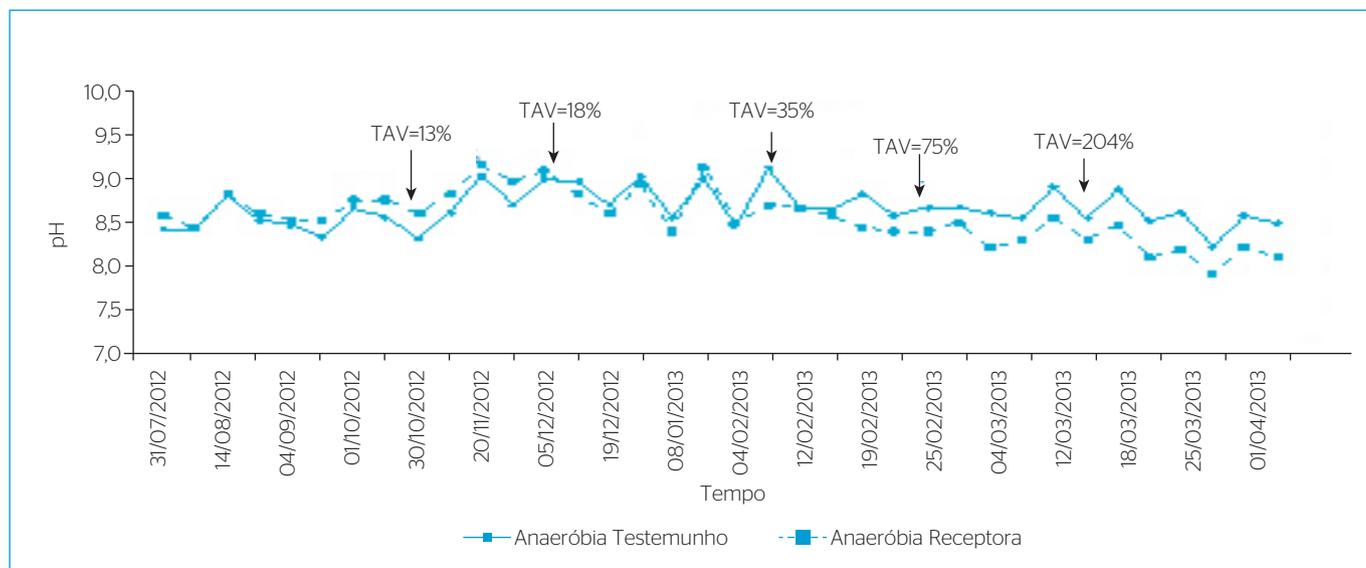
Vale frisar que as interferências verificadas na qualidade do efluente final do módulo receptor não contrariaram os padrões de lançamentos preconizados pela Resolução CONAMA 430/2011, excetuando nitrogênio amoniacal que, mesmo antes da codisposição de LFTS, sua concentração no módulo receptor e testemunho era superior ao preconizado pela legislação. No entanto, se faz necessário o estudo da avaliação do atendimento ao padrão de qualidade dos corpos hídricos receptores, que depende do poder de autodepuração dos mesmos.

## Avaliação das interferências na operação e manutenção do sistema

Antes da disposição de LFTS, a altura média de lodo sedimentado nas lagoas anaeróbias testemunho e receptora era de 18,9 e 9,6 cm, respectivamente. Esta diferença deve-se ao fato do sistema ter sido operado em série antes da pesquisa, encontrando-se a lagoa testemunho anterior a receptora e, por conseguinte, recebendo o lixiviado *in natura*. O pouco volume de lodo sedimentado em ambas as lagoas do sistema deve-se à pequena concentração de sólidos sedimentáveis no lixiviado *in natura* e pelo fato do sistema estar em operação há pouco tempo, desde dezembro de 2010.



**Figura 10** - Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente das lagoas facultativas receptora e testemunho em função das taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque séptico.



**Figura 11** - Variação temporal dos valores de pH no efluente das lagoas facultativas testemunho e receptora, em função das diferentes taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque sépticos.

Após seis meses de codisposição de LFTS no módulo receptor, as alturas médias nas referidas lagoas foram de 25 e 33 cm, respectivamente, resultando um aumento percentual de 38% na lagoa testemunho e de 266% na receptora. Esta diferença deve-se ao fato da concentração mediana de sólidos sedimentáveis nos LFTS ser de 65 mL.L<sup>-1</sup> e no lixiviado *in natura* ser de apenas 0,2 mL.L<sup>-1</sup>. Ingallinella e colaboradores (2002) relataram a inviabilidade do cotratamento dos LFTS e esgoto devido às altas concentrações de sólidos nos LFTS. Ainda segundo os mesmos autores, há produção de 0,02 m<sup>3</sup> de lodo por m<sup>3</sup> de LFTS codiposto em lagoa de estabilização, já na presente pesquisa esse valor foi de 0,035 m<sup>3</sup>, fato que contribuiu significativamente para o aumento do lodo sedimentado em lagoas anaeróbias.

Desta forma, o incremento da camada de lodo exigirá remoção em tempo mais curto, o que implica em interferência na manutenção do sistema de tratamento. Entretanto, tal procedimento não resultará em impacto significativo, já que o lodo pode ser removido de forma escalonada e disposto nas células sanitárias do próprio aterro.

Através da observação da Figura 13, constata-se que a distribuição do lodo sedimentado foi homogênea, com picos na entrada de ambas lagoas, no início das figuras, e entre a região central e final da lagoa anaeróbia receptora, final da figura.

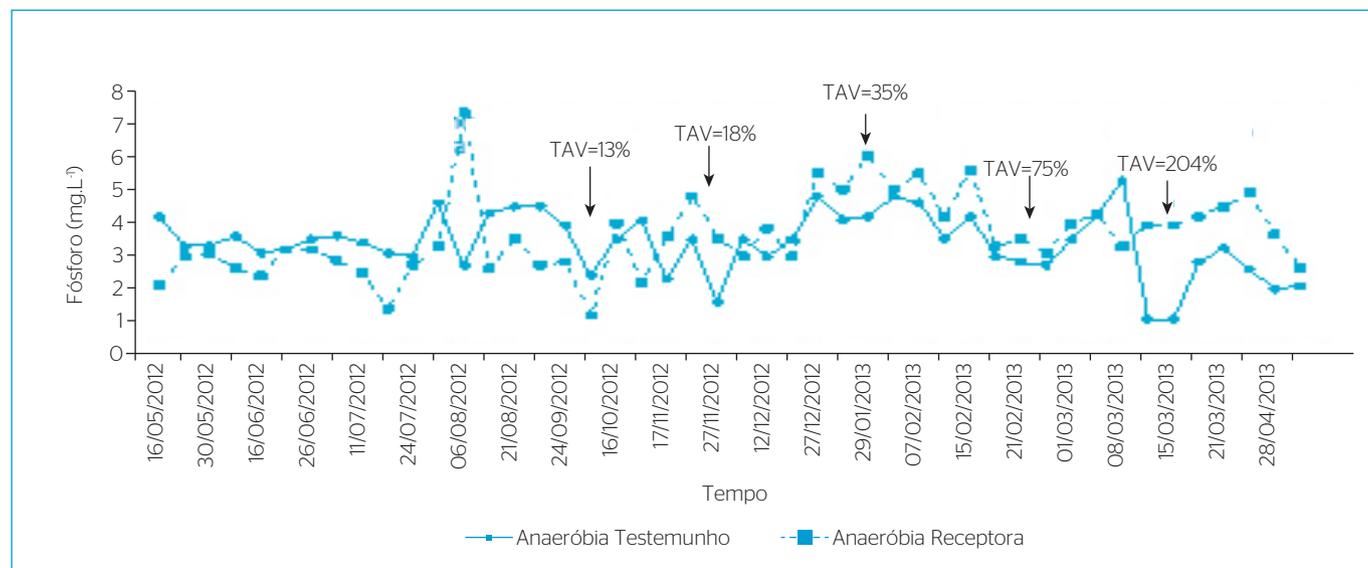
Gonçalves (1999) evidencia que há tendência do maior acúmulo de lodo em regiões próximas aos dispositivos de entrada das lagoas anaeróbias e facultativas, uma vez que as águas residuárias, mesmo passando pelo tratamento preliminar, ainda possui elevadas concentrações de sólidos sedimentáveis, os quais se sedimentam logo na entrada da lagoa. Em contrapartida, vários fatores podem atuar para que a formação do lodo não ocorra no início da lagoa, como a ação dos ventos, inversão da temperatura e arraste de sólidos, geralmente ocasionado pelo

aumento da vazão em períodos de chuva forte (TAVEIRA; OLIVEIRA; GONÇALVES, 2001).

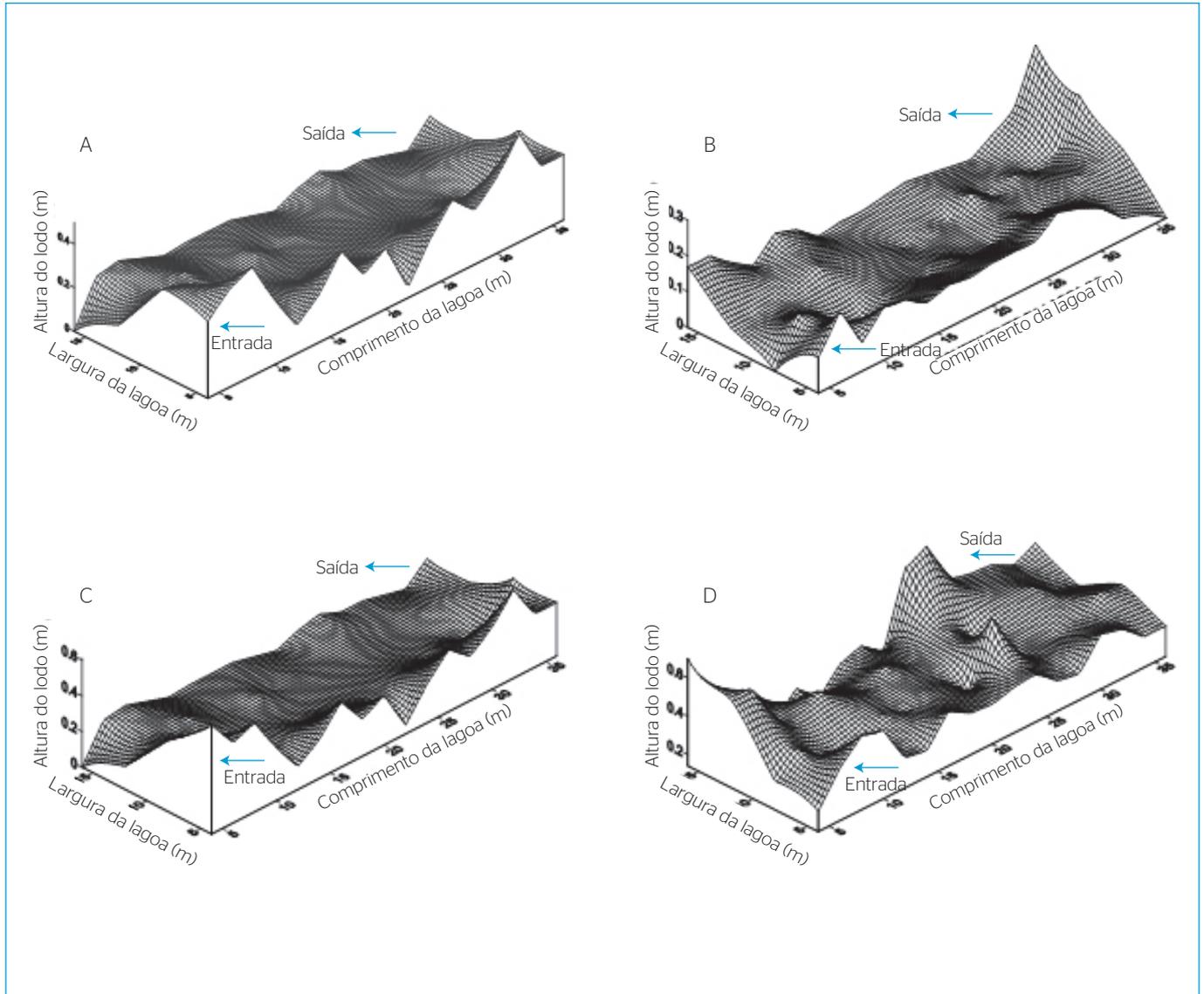
Quanto à operação do sistema, foram removidos, durante os seis meses de estudo, 2.300 L de material flotado da lagoa anaeróbia receptora, já na lagoa anaeróbia testemunho não foi verificada a formação de espuma na superfície da massa líquida. Certamente, a elevada concentração de materiais flotantes, principalmente gordura, nos LFTS resultou nesse aumento significativo. Por outro lado, a camada de espuma pode trazer benefícios como a minimização de gases fétidos e diminuição da aeração natural das camadas superficiais das lagoas anaeróbias. Além disso, caso seja feita a remoção da espuma, este resíduo pode ser disposto no próprio aterro Sanitário.

## CONCLUSÕES

Independentemente da Taxa de Aplicação Volumétrica (TAV) (13 a 204%), a codisposição de Lodo de Fossa e Tanque Séptico (LFTS) no sistema de tratamento estudado não contrariou o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011, para corpos hídricos de Classe II. No entanto, de acordo com a ferramenta estatística utilizada, a partir da TAV de 35%, foram observadas diferenças significativas entre a qualidade do efluente final dos módulos testemunho e receptor, em termos de *E. coli*, nitrogênio amoniacal e fósforo. Desta forma, dependendo da capacidade de autodepuração do corpo receptor, podem ocorrer alterações no padrão de qualidade de água, o que exige uma análise individualizada. Vale frisar que o efluente do sistema de tratamento estudado não é disposto em corpos hídricos, sendo atualmente recirculado e com previsão de ser disposto na Estação de Tratamento de Esgoto de Anápolis (GO).



**Figura 12** - Variação temporal da concentração de fósforo no efluente das lagoas facultativas testemunho e receptora, em função das diferentes taxas de aplicação volumétrica de lodos de fossa e tanque sépticos.



**Figura 13** – Distribuição de lodo sedimentado no fundo das lagoas anaeróbias (A) testemunho e (B) receptora antes da codisposição; e anaeróbias (C) testemunho e (D) receptora após o término da codisposição

No tocante aos aspectos operacionais, foi verificado aumento significativo da espuma formada na superfície da lagoa anaeróbia receptora. No entanto, por certo período de tempo, a manutenção da camada de gordura na lagoa anaeróbia poderá ser benéfica, já que reduz a propagação de odor e a oxigenação de seu espelho d'água. Deve-se evitar, por outro lado, o escape de gordura para a lagoa facultativa, regulando-se o dispositivo defletor de coleta do efluente da lagoa anaeróbia. A codisposição de LFTS no sistema também interferiu na manutenção do sistema, já que houve o aumento do volume de lodo sedimentado no fundo da lagoa anaeróbia receptora, reduzindo o seu tempo de remoção. No entanto, o excesso de lodo e de espuma pode ser destinado

no próprio maciço do aterro sanitário, resultando em logística relativamente simples.

Devido às elevadas concentrações de sólidos grosseiros nos LFTS, a instalação de grade e desarenador antes das lagoas de estabilização que tratam de lixiviados de aterros sanitários torna-se obrigatória, bem como a disponibilização de um funcionário do próprio aterro para monitorar e fiscalizar o lançamento desses lodos no sistema.

Por fim, resguardadas as condições operacionais envolvidas no sistema estudado, a codisposição dos LFTS em sistemas de lagoas de estabilização que tratam lixiviados de aterro sanitário apresenta-se como uma alternativa técnico-econômica e de simplicidade operacional, especialmente para municípios desprovidos de estações de tratamento de esgoto.

## REFERÊNCIAS

- AECOM; SANDEC. (2010) *A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam* 143 p.
- AL-SAEED, R.M.Y. & HITHNAWI, T.M. (2006) Domestic Septage Characteristics and Cotreatment Impacts on Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency. *Dirasat: Engineering Sciences*, v. 33, n. 2, p. 187-198.
- AMARAL, M.C.S.; FERREIRA, C.F.A.; LANGE, L.C. (2008) Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 38-45.
- ANDREOLI, C.V. (Coord.) (2009) *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. PROSAB 5 - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. 1 ed. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 390 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WPCF. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19 ed. Nova Iorque: American Public Health Association. 1268 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT (1993). *NBR 7229: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (1985) *NBR 8849: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos - Rio de Janeiro*.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (1997) *NBR 13969: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro.
- ASSUNÇÃO, F.A.L. (2009) *Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). (2006) *Manual de saneamento: orientações técnicas*. 3. ed. Brasília, 407 p.
- BRASIL. (2010) *Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília.
- BRASIL. (2011) Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº430 de 13 de maio de 2011*: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, Brasília.
- CALLEGARI-JAQUES, S.M. (2008) *Bioestatística: princípios e aplicações*. 6. ed. São Paulo: Ed. Artmed, 255 p.
- CARRILHO, S.M.A.V.; OLIVEIRA, G.H.; CARVALHO, E.H. (2012) Avaliação dos serviços prestados pelas empresas limpa-fossas do município de Anápolis - GO. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2012, Belo Horizonte. *Anais do XV Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SILUBESA)*, Belo Horizonte. Pen drive.
- CONSÓRCIO GC AMBIENTAL LTDA. (2011) *Relatório anual do lixiviado bruto e tratado do sistema de tratamento de lixiviados do Aterro Sanitário de Anápolis (GO)*.
- DBO ENGENHARIA LTDA. (2009) *Projeto de adequação do Aterro Sanitário de Anápolis: memorial descritivo e justificativo*. Goiânia.
- GOMES, L.P. (Coord.) (2009) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. PROSAB 3 - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 358 p.
- GONÇALVES, R.F. (Coord.). (1999) *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas*. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 64 p.
- HADDAD, B.K. (2013) Avaliação da codisposição de resíduos de fossa e tanque séptico em sistema de tratamento de esgoto composto por lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente)-Universidade Federal de Goiás, Goiânia.
- HALALSHEH, M.M.; NOIAMAT, H.; YAZAJEEN, H.; CUELLO, J.; FREITAS, B.; FAYYAD, M. (2011) Biodegradation and seasonal variations in septage characteristics. *Environmental monitoring and assessment*, v. 172, n. 1-4, p. 419-426.
- INGALLINELLA, A.M.; SANGUINETTI, G.; FERNÁNDEZ, R.G.; STRAUSS, M.; MONTANGERO, A. (2002) Cotreatment of sewage and septage in waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*, v. 45, n. 1, p. 9-15.
- INGUNZA, M.P.D. ANDRADE NETO, C.O.; ARAUJO, A.L.C.; SOUZA, M.A.; MEDEIROS, S.A.; BORGES, N.B.; HARTMANN, C.M. (2009) Caracterização física, química e microbiológica de lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C.V. (Org.). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. PROSAB 5 - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: Ed. ABES, p. 42-76.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (2012) *Censo Demográfico 2010*. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>>. Acesso em: 28 out. 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (2010) *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2008*. Rio de Janeiro.
- JORDÃO, E.P. & PESSÔA C.A. (2009) *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4. ed. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 969 p.
- MARTINS, C.L.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; COSTA, R.H.R. (2010) Desempenho de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 15 n. 4, p. 401-410.
- MOTA, F.S.B. & SPERLING, M.V. (2009) *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. PROSAB 5 - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 429 p.

- MIWA, A.C.P.; FREIRE, R.H.F.; CALIJURI, M.C. (2007) Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira, São Paulo. *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 12, n. 2, p. 169-180.
- OLIVEIRA, J.U.C. (2010) *Estatística: uma nova abordagem*. 4 ed. Rio de Janeiro: Ed. Ciência Moderna, p. 530.
- PALA, A. & ERDEN, G. (2004) Chemical pretreatment of landfill leachate discharged into municipal biological treatment systems. *Environmental engineering science*, v. 21, n. 5, p. 549-557.
- RIOS, F.P. (2010) *Avaliação de sistemas individuais de disposição de esgotos e das empresas limpa-fossas na região metropolitana de Goiânia*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia.
- SANEAMENTO DE GOIÁS S/A - SANEAGO. (2014) *Relatórios Mensais de Operação da ETE - Anápolis - GO*.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS - SEMARH. (2014) Panorama geral dos resíduos sólidos - 1ª parte. Disponível em: <<http://www.egov.go.gov.br/secima/partem.pdf>>. Acesso em 12 maio 2014.
- SENZIA, M.A.; MAYO, A.W.; MBWETTE, T.S.A.; KATIMA, J.H.Y.; JORGENSEN, S.E. (2002) Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling*, v. 154, n. 3, p. 207-215.
- SPERLING, M. (2002) *Lagoas de estabilização*. 3. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG. 196 p.
- STRAUSS, M.; LARMIE, S.A.; HEINSS, U. (1997) Treatment of sludges from on-site sanitation-Low-cost options. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 6, p. 129-136.
- TAVEIRA, E.J.A.; OLIVEIRA, F.F.; GONÇALVES, R.F. (2001) Produção de lodo em lagoa anaeróbia tratando esgoto sanitário e lodo proveniente de polimento físico-químico de lagoa facultativa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa.
- VALERO, M.A.C.; MARA, D.D.; NEWTON, R.J. (2010) Nitrogen removal in maturation waste stabilisation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass. *Water Science & Technology*, v. 61, n. 4, p. 1027-1034.
- VALERO, M.A.C. & MARA, D.D. (2007) Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Science & Technology*, v. 55, n. 11, p. 87-92.
- VIEIRA, A.C.M.; SÁ, K.B.; CARRILHO, S.M.A.V.; CARVALHO, E.H. (2012) Estudo da variação das características dos resíduos coletados por caminhões limpa-fossas em função do tempo de descarga. In: EXPOSIÇÃO DE EXPERIÊNCIAS MUNICIPAIS EM SANEAMENTO, 2012, Maringá. Anais XVI Assembleia Nacional da Associação Nacional de Serviços Municipais de Saneamento (ASSEMAE). Maringá, PR. Pen-drive.