

II-275 - AVALIAÇÃO DO LODO ANAERÓBIO DE REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Ellen Caroline Baettker

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestre em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da UTFPR. Doutora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), na Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Miguel Mansur Aisse

Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica (EP/USP). Professor permanente do PPGERHA na UFPR.

Simone Bittencourt

Engenheira Agrônoma, Mestre em Agronomia, Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Profissional da Sanepar. Professora da Fael.

Endereço: Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Campus Centro Politécnico, Setor de Tecnologia, Bloco V - Jardim das Américas - Curitiba - PR - CEP:81531-990 - Tel: +55 (41) 3361-3144 - e-mail: ebaettker@gmail.com

RESUMO

Considerando as características tóxicas do lixiviado de aterro sanitário, torna-se necessário monitorar a codisposição desse efluente em ETEs, que empregam reatores UASB, não apenas na fração líquida, mas nas possíveis modificações no lodo anaeróbio. O objetivo desse trabalho é avaliar o lodo, antes e após a adição do lixiviado ao esgoto sanitário, através de suas características químicas, mas principalmente em termos de metais pesados, e através da avaliação da Atividade Metanogênica Específica - AME, visando a disposição agrícola. A metodologia consistiu em avaliar o lodo do reator tipo UASB, com altura de 1,90 m, volume útil de 150 L e vazão de aproximadamente 18 L/h, alimentado com lixiviado em proporções (v/v) de 0% a 10% do esgoto sanitário afluente, durante aproximadamente um ano e em cada etapa operacional. Os parâmetros inorgânicos analisados foram: Arsênio (As); Bário (Ba); Cádmio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Mercúrio (Hg); Molibdênio (Mo); Níquel (Ni); Selênio (Se) e Zinco (Zn), também foi avaliada a AME no início da operação e após um ano. Os resultados indicaram que a adição de lixiviado em reator UASB, tratando esgoto, alterou as concentrações de substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas e inviabilizou o uso agrícola, pois as concentrações de Zn estão acima aos valores limites estabelecidos nas resoluções brasileiras. A AME do lodo não apresentou mudanças significativas ao longo da pesquisa da codisposição.

PALAVRAS-CHAVES: Atividade Metanogênica Específica (AME), Codisposição, Substâncias inorgânicas, Uso agrícola do lodo.

INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário é uma matriz aquosa complexa e quando não gerenciado adequadamente pode causar a poluição de recursos hídricos. Assim, antes do seu lançamento no ambiente, são necessários processos de tratamento que promovam, sobretudo, a remoção das altas concentrações de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal. Uma das alternativas para realizar esse tratamento é codispor o lixiviado em estações de tratamento de esgoto (ETE) evitando a necessidade de investimento em novas instalações de tratamento. Estudos demonstram que o lixiviado pode ser adicionado ao esgoto afluente a uma ETE em proporções volumétricas de até 10%, sem causar efeitos tóxicos nos processos biológicos, provocados principalmente pelas altas concentrações de amônia (DEL BORGHI et al., 2003, RENOU et al., 2008; YU et al., 2010, FERRAZ et al., 2014, BRENNAN et al., 2017).

Além disso o lixiviado de aterro sanitário pode possuir concentrações elevadas de metais pesados (substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas), como por exemplo, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, que possuem limites máximos de concentração no lodo, para disposição agrícola. Baettker (2018) avaliou o lixiviado do aterro municipal de Curitiba e obteve valores médios de metais de 0,01 mg/L para Cd, 0,25 mg/L para Cr, 0,03 mg/L para Pb, 0,2 para Ni, e 0,2 mg/L para Zn.

Um dos sistemas utilizados em ETEs, para o tratamento de esgotos, são os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket). No Brasil a tecnologia de UASB é a segunda mais empregada em termos de número de instalações, representando 30% das tecnologias empregadas (NOYOLA et al., 2012). O co-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário em reator tipo UASB pode ser uma opção viável, no entanto o lodo gerado no processo de tratamento deve ser avaliado com o objetivo de verificar as alterações químicas que possam ocorrer com a adição de lixiviado, e as interferências no processo de tratamento e destinação final desse subproduto.

O tratamento do lodo requer um conjunto de operações específicas, que podem incluir a seguinte sequência, no todo ou em parte: adensamento, digestão, desidratação, secagem, higienização e destinação final (JORDÃO; PESSOA, 2005). As características do lodo quanto aos compostos orgânicos, nutrientes, organismos patogênicos, pH e compostos tóxicos, influenciam no planejamento do destino final a ser adotado. De acordo com Bittencourt et al. (2016) o conhecimento da composição física, química e biológicas do lodo de esgoto é fundamental para seleção da alternativa de destinação final mais adequada.

O monitoramento em termos de substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas (metais pesados) é importante para avaliar o acúmulo destes compostos na biomassa de sistemas biológicos decorrente da adição do lixiviado, verificando sua conformidade com os critérios estabelecidos para uso agrícola, segundo descrito na Resolução 375/2006 do CONAMA (BRASIL, 2006) e também da Resolução SEMA nº 021/2009 (PARANÁ, 2009). No Brasil, muitas pesquisas têm sido desenvolvidas para determinar a melhor utilização do lodo retirado nas estações municipais, principalmente, com finalidade agrícola, tomando-se as devidas precauções quanto ao seu potencial patogênico (ANDREOLI et al., 2001). Na Tabela 1 são apresentados os limites admitidos nas resoluções CONAMA 375 (BRASIL, 2006) e SEMA 021 (PARANÁ, 2009) de teores de elementos químicos no lodo de esgoto e exemplos do Paraná.

Tabela 1. Substâncias químicas em lodo de esgoto do Estado do Paraná

Parâmetro (unidade)	Limite CONAMA 375	Limite SEMA 021	LODO		
			Andreoli <i>et al.</i> (2001) ⁽¹⁾	Bittencourt <i>et al.</i> (2012) ⁽¹⁾	Ross et al. (2015)
As (mg kg ⁻¹)	41	41	NR	7,9	<10 (0)
Ba (mg kg ⁻¹)	1.300	1.300	NR	174,4	<10 (0)
Cd (mg kg ⁻¹)	39	20	NR	5,2	1,8 (1,7)
Pb (mg kg ⁻¹)	300	300	NR	44,5	18 (23)
Cu (mg kg ⁻¹)	1.500	1.000	NR	99,0	88 (62)
Cr (mg kg ⁻¹)	1.000	1.000	NR	<2,0	14 (19)
Hg (mg kg ⁻¹)	17	16	NR	0,4	<10 (0)
Mo (mg kg ⁻¹)	50	50	NR	12,6	<10 (0)
Ni (mg kg ⁻¹)	420	420	NR	20	14 (19)
Se (mg kg ⁻¹)	100	100	NR	1,1	< 1 (0)
Zn (mg kg ⁻¹)	2.800	2.500	NR	916,2	316 (322)

Nota: ¹ lodo anaeróbio ETE Padilha Sul submetido ao processo de estabilização alcalina prolongada; ² valores em () correspondem desvio padrão, avaliação de 5 amostras; NE = não existente; NR = não realizado.

De maneira complementar a avaliação das características físico e químicas, principalmente em termos de metais pesados, pode se avaliar o lodo através de ensaios de atividade metanogênica específica (AME), antes e após a adição do lixiviado.

De acordo com Aquino et al. (2007) esse ensaio pode ser definido como a capacidade máxima de produção de CH₄, a partir de um consórcio de microrganismos anaeróbios, de modo a viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de certo substrato orgânico a biogás. Além disso, o ensaio permite uma série de outras aplicações, como avaliação do comportamento da biomassa na presença de compostos potencialmente inibidores; determinação da toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos; e monitoramento das mudanças da atividade do lodo, devido a possível acumulação de materiais inertes (CHERNICHARO, 2016).

O objetivo desse trabalho é avaliar o comportamento da biomassa, por meio de AME, de reator tipo UASB tratando esgoto sanitário, antes e após a adição do lixiviado, bem como avaliar as características químicas do lodo anaeróbio visando à disposição agrícola

MATERIAIS E MÉTODOS

Os ensaios em escala piloto foram realizados nas instalações da ETE Padilha Sul, localizada no município de Curitiba – PR. O lodo, objeto do estudo, é proveniente de reator tipo UASB, com altura de 1,90 m, volume útil de 150 L e vazão de aproximadamente 18 L/h, alimentado com lixiviado em proporções (v/v) de 0% a 10% do esgoto sanitário afluente. O lixiviado coletado do aterro sanitário, que atende 21 municípios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), em operação desde 2010, foi transportado em caminhão limpa fossa. A Tabela 2 apresenta as características do lixiviado que foi codisposto e a Figura 1 apresenta o esquema do aparato experimental.

Tabela 2. Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

Parâmetros*	pH	DBO	DQO	COD	Cond.	Cor	Fósforo	ST	SFT	SVT	SST	NA	NTK
Média	8,1	2.503	5.367	1.355	33.760	3.500	21,1	14.847	10.258	4.589	568	2.612	2.685
DP	0,2	2.505	2.666	695	10.770	1.075	11,7	5.473	4.234	1.875	291	557	743
Parâmetros*	O&G	Fenóis	Sulfeto	Sulfato	Cloretos	Cd	Pb	Cu	Cr	Ferro	Mn	Ni	Zn
Média	5,80	1,06	1,84	60,0	2.748	0,01	0,03	0,05	0,25	21,0	0,86	0,2	0,8
DP	1,79	0,82	1,17	22,4	843	0,03	0,04	0,05	0,09	22,3	0,99	0,1	0,4

Nota: as médias e o desvio padrão (DV) são referentes a seis amostras coletadas de jan/2017 a jan/2018; * as unidades são em mg/L, exceto pH, Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e Cor (uC).

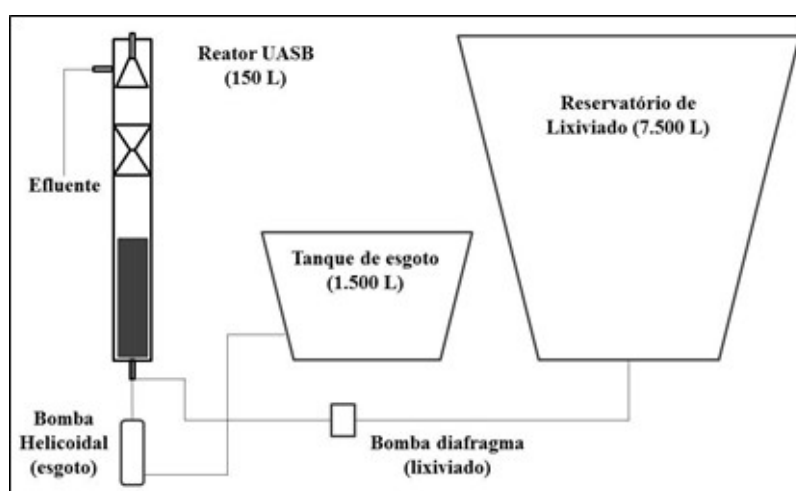


Figura 1. Esquema da instalação piloto para o estudo da codisposição

O procedimento experimental, consistiu em uma adição crescente de lixiviado em relação ao volume do esgoto sanitário afluente, por um período de aproximadamente dois anos. Dessa forma, adicionou-se porcentagens de lixiviado de 0%, 2%, 5% e 10%, sendo que cada uma dessas porcentagens correspondeu a uma das 4 etapas de caracterização do lodo. A avaliação do lodo foi realizada ao final de cada etapa de operação, em que uma amostra pontual no manto de lodo era coletada para as análises laboratoriais das substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas, de acordo com a Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), conforme descrito na Tabela 3.

Tabela 3. Descrição das características das amostras de lodo

Amostra	Porcentagem de lixiviado em relação ao esgoto sanitário afluente ao reator UASB (v/v)	Características do lodo coletado do reator piloto
1	0%	Sem contato com lixiviado
2	2%	Em contato com lixiviado durante 10 meses
3	5%	Em contato com lixiviado durante 15 meses
4	10%	Em contato com lixiviado durante 20 meses

Os parâmetros inorgânicos analisados foram: Arsênio (As); Bário (Ba); Cádmio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Mercúrio (Hg); Molibdênio (Mo); Níquel (Ni); Selênio (Se) e Zinco (Zn).

As análises foram realizadas de acordo com a metodologia proposta por APHA et al. (2005), Métodos 3050 (USEPA, 1996) e 3051 (USEPA, 2007), estabelecidos em SW-846. As amostras 1 e 2 de lodo não foram analisadas no período da coleta, contudo foram preservadas com temperatura inferior a 4 °C.

Para avaliação do desempenho lodo, antes e após a adição do lixiviado, foram realizados ensaios de AME. Na Figura 2 é apresentado o sistema utilizado no ensaio, montado de acordo com Aquino et al. (2007).

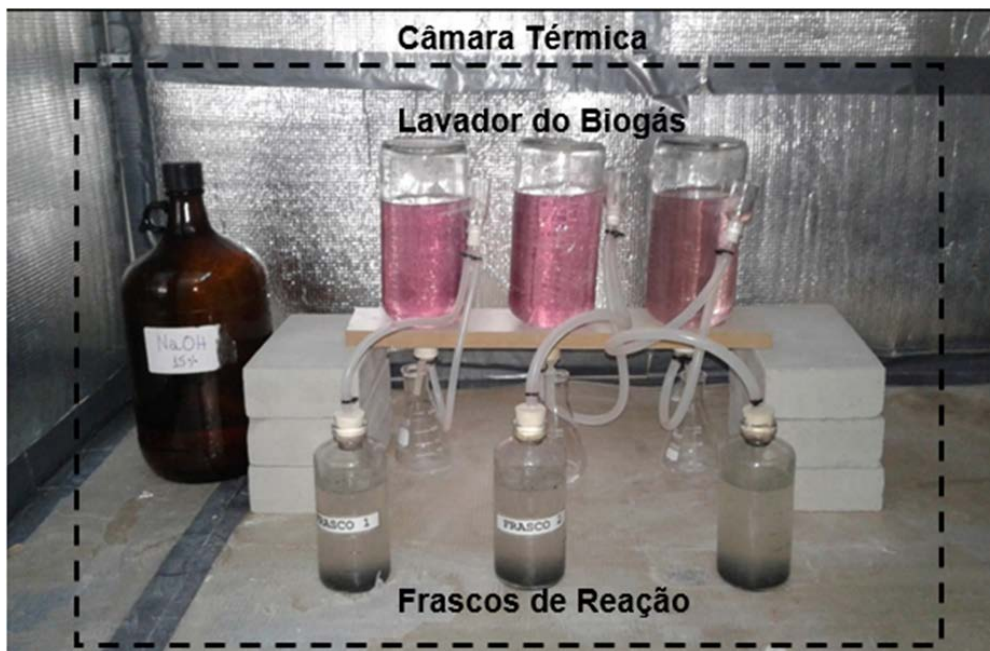


Figura 2. Aparato experimental do ensaio de ame do lodo anaeróbico

O ensaio foi realizado em triplicata e com 3 frascos de reação de 300 mL de volume total cada. O volume total da mistura (lodo + solução nutriente + substrato) foi delimitado em 250 mL. A concentração de STV do lodo ensaiado resultou em 50 gSTV L⁻¹. Para determinação do volume de lodo a ser adicionado em cada frasco foi estabelecido que a concentração de lodo a ser empregada, para um ensaio sem agitação, deveria ser de 2,0 gSTV L⁻¹. Desse modo, o volume de lodo adicionado em cada frasco foi determinado de acordo com a Equação 1 (CHERNICHARO, 2016).

$$V_{lodo} = \frac{(V_m \times C_m)}{STV_{lodo}} \quad (1)$$

Em que: V_{lodo} : volume de lodo adicionado em cada frasco (mL); V_m : volume total da mistura (mL); C_m : concentração de lodo na mistura (gSTV L⁻¹); STV_{lodo} : concentração inicial de STV no lodo ensaiado (gSTV L⁻¹).

A partir do cálculo do volume de lodo utilizado, foi determinada a massa de microrganismos aplicada em cada frasco de reação (Equação 2).

$$M_{lodo} = V_{lodo} \times STV_{lodo} \quad (2)$$

Em que: M_{lodo} : massa de microrganismos (gSTV).

No ensaio de AME foi utilizada uma solução de glicose com concentração de 3 gDQO L⁻¹, conforme recomendado por Aquino *et al.* (2007). Sendo assim, o volume de substrato aplicado em cada frasco de reação foi calculado por meio da Equação 3.

$$V_{sub} = \frac{(C_m \times V_m)}{C_{DQO}} \quad (3)$$

Em que: V_{sub} : volume de substrato adicionado em cada frasco (mL); C_{DQO} : concentração de DQO do substrato (gDQO L⁻¹).

Sabendo-se o volume de lodo e de substrato adicionado em cada frasco, o volume de solução nutriente foi obtido por meio da Equação 4. A solução nutriente utilizada no ensaio de AME foi preparada de acordo com Germili et al. (1991).

$$V_n = V_m - V_{lodo} - V_{sub} \quad (4)$$

Em que: V_n : volume de solução nutriente adicionada em cada frasco (mL).

Para evitar possíveis erros analíticos oriundos da produção de CH₄ de origem endógena do lodo, os frascos foram mantidos em repouso por 24 horas somente com volume de lodo. Após esse período foram adicionados o substrato e a solução nutriente, sendo ainda realizada a purga de oxigênio com nitrogênio gasoso por 5 minutos. O ensaio foi realizado em uma câmara térmica com temperatura constante de 30°C.

O monitoramento contínuo da produção de CH₄ nos frascos de reação possibilitaram a obtenção de dados que correlacionam tempo e produção acumulativa de CH₄. A determinação da AME foi realizada a partir da avaliação do trecho de inclinação máxima da curva de produção de CH₄. Os resultados da avaliação forneceram a taxa de produção do gás (mLCH₄ d⁻¹) que, dividida pela quantidade inicial de biomassa aplicada em cada frasco (M_{lodo}), chegou aos valores de AME (mLCH₄/gSTV.d) do lodo anaeróbio. Cabe destacar que os valores de AME geralmente são encontrados na literatura fazendo correspondência à massa de DQO convertida em CH₄. Desse modo, para realização de tal ajuste, foram utilizadas as Equações 5 e 6.

$$DQO_{CH_4} = f(t) \times Q_{CH_4} \quad (5)$$

Em que: DQO_{CH_4} : carga de DQO removida do frasco e convertida em CH₄ (gDQO); $f(t)$: fator de correção para a temperatura operacional do ensaio (kgDQO m⁻¹); Q_{CH_4} : taxa de produção de CH₄ (m³ d⁻¹).

$$f(t) = \frac{(P_a \times K_{DQO})}{R \times (273 + T)} \quad (6)$$

Em que: P_a : pressão atmosférica (1 atm); K_{DQO} : DQO correspondente a 1 mol de CH₄ (64 gDQO mol⁻¹); R : constante dos gases (0,08206 atm.L.mol⁻¹ K); T : temperatura operacional do ensaio (°C).

As análises de AME do lodo foram realizadas no início da operação dos reatores, operando com esgoto sanitário, e após aproximadamente um ano de operação com esgoto e lixiviado.

RESULTADOS

Na Tabela 4 são apresentados os resultados de concentração das substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mg, Ni, Zn no lodo anaeróbio nas amostras: sem contato com o lixiviado (amostra 1) e em contato com o lixiviado nas proporções de 2% (amostra 2), 5% (amostra 3) e 10% (amostra 4) em relação ao esgoto sanitário afluente ao reator UASB.

Tabela 4. Concentrações de substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas no lodo anaeróbico sem contato com o lixiviado e com 10, 15 e 20 meses de contato com o lixiviado, respectivamente, nas proporções de 2%, 5% e 10% em relação ao esgoto sanitário afluente ao reator UASB.

Substâncias inorgânicas potencialmente tóxica	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4	Limite CONAMA 375 ⁽¹⁾	Limite SEMA 021 ⁽²⁾
	Concentração (mg kg ⁻¹ de ST)					
As	4,4	-	-	4,4	41	41
Ba	4,4	-	-	4,4	1.300	1.300
Cd	<6	<6	<6	<6	39	20
Pb	<20	<20	31,1	56	300	300
Cu	61,8	157,7	245,9	393,7	1.500	1.000
Cr	21,0	68,9	89,3	141,3	1.000	1.000
Fe	8.101,8	16.414,9	25.800,8	53.315,2	-	-
Hg	0,4	-	-	0,4	17	16
Mo	3,1	-	-	3,1	50	50
Mg	55,4	126,0	161,8	226,8	-	-
Ni	12,3	21,4	34,7	55,5	420	420
Se	2,2	-	-	2,2	100	100
Zn	598,1	1671,2	2241,4	3496,3	2.800	2.800

OBS: Amostra 1: lodo anaeróbico sem contato com o lixiviado (por um período de 6 meses); Amostra 2: em contato com o lixiviado (por um período de 10 meses) na proporção de 2%; Amostra 3: em contato com o lixiviado (por um período de 15 meses) na proporção de 5%; Amostra 4: em contato com o lixiviado (por um período de 15 meses) na proporção de 10%.; (1) padrões e lançamento de efluentes definidos pela legislação brasileira. (2) padrões e lançamento de efluentes definidos pela legislação paranaense.

De acordo com as resoluções, brasileira e paranaense, as substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas avaliadas apresentaram concentrações inferiores aos limites máximos permitidos em lodo de esgoto para uso agrícola. Exceto para o Zn, que chegou a 2.241,4 mg kg⁻¹ de ST nas amostras com 10 meses de contato com lixiviado e a 3.496 mg kg⁻¹ de ST, nas amostras com 20 meses de contato com lixiviado. O Zn tem como limite 2.800 mg kg⁻¹ de ST no CONAMA 357/2006 e de 2500 mg kg⁻¹ de ST na SEMA n° 021/2009.

É preciso avaliar criteriosamente quantidade desses metais na disposição agrícola, nesse caso o Zn, pois as plantas absorvem pequenas quantidades de metais, contudo quando ocorre à aplicação por muitos anos em altas doses pode levar a ao acúmulo no solo, além de causar efeito de toxicidade às plantas (MATTIAS et al., 2010). Segundo Almeida et al. (2017), a falta ou excesso deste micronutriente desencadeia fenômenos fisiológicos os quais podem ser externados pelas plantas com sintomas visíveis na morfologia, anatomia e na interdependência com outros metais necessários para o desenvolvimento e crescimento das plantas.

Santos et al. (2017) avaliaram um lodo retirado de dois pontos distintos de um reator UASB, da ETE em Feira de Santana, e dentre os metais avaliados, também obtiveram as maiores concentrações Zn sendo a média de 989,3 mg kg⁻¹ de ST. O valor da concentração obtido pelo autor está abaixo do obtido nesse trabalho, mas o reator era alimentado só com esgoto sanitário.

Santos (2009) avaliou a codisposição de lixiviado em 0%, 1,0%, 2,5%, 5%, 7,5% e 10% em esgoto doméstico e também monitorou alguns metais pesados como Zn, Mg, Cu e Fe. O autor verificou que os níveis de Zn e Mg permaneceram praticamente estáveis em todas as fases, isto é, foi de 92 mg kg⁻¹ de STF e 54 mg kg⁻¹ de STF na etapa sem lixiviado, para 56 mg kg⁻¹ de STF e 68 mg kg⁻¹ de STF na etapa com 10%, respectivamente. O Cu e Fe diminuíram de 180 mg kg⁻¹ de STF e 560 mg kg⁻¹ de STF na etapa sem lixiviado, para 124 mg kg⁻¹ de STF e 500 mg kg⁻¹ de STF na etapa com 10%, respectivamente. Diferente das amostras desse trabalho, que foram feitas com base no valor de ST, o que dificulta a comparação.

Além da avaliação em termo de concentrações de substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas no lodo anaeróbico, foi avaliado se a adição do lixiviado influenciou na atividade metanogênica do lodo. Os resultados apresentados na Tabela 5 referem-se aos ensaios de AME do lodo no reator tratando só esgoto sanitário e depois de, aproximadamente, um ano sendo alimentado com porcentagens crescentes de lixiviado.

Tabela 5. Resultados do ensaio de AME do lodo anaeróbico

Lodo	AME (gDQO _{CH4} .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹¹)	
	Média	Desvio padrão
Lodo + Esgoto	0,77301	0,023
Lodo + Esgoto + Lixiviado ⁽¹⁾	0,6445	0,11

OBS: ⁽¹⁾ Após cerca de um ano de alimentação com doses crescentes de lixiviado.

Em termos de comparação da AME, antes da codisposição e depois, é possível notar um leve decaimento, não avaliado estatisticamente. Lettinga et al. (1983), empregando como substrato mistura de ácidos graxos, obteve para lodo granular de reatores UASB valores de AME em torno de 1,0 gDQO gSSV⁻¹.d⁻¹.

Santos (2009) avaliou a codisposição de lixiviado em esgoto doméstico e também verificou uma pequena redução na AME do lodo anaeróbico, sendo de 0,191 gDQO gSSV⁻¹.d⁻¹, na etapa inicial, e de 0,18 gDQO gSSV⁻¹.d⁻¹, no final da última fase. O autor justificou o resultado devido à redução da diversidade microbiana, como por exemplo as arqueas metanogênicas, em função da seletividade natural de algumas espécies de microrganismos após a aplicação de lixiviado. Contudo a alteração é pouco significativa, podendo ser justificada por uma inibição temporária.

Não foram obtidos valores aproximados em estudo de outros autores, pois de acordo com Silva et al. (2010), uma das dificuldades amplamente discutida na literatura sobre a metodologia tradicional do teste de AME, reside na escolha de quais e quantos pontos que serão utilizados no ajuste do modelo de regressão linear, para o cálculo da taxa máxima de variação de produção de metano e apoiado nesse justificativa os valores na literatura divergem.

CONCLUSÕES

O lodo de esgoto estritamente doméstico possui geralmente baixas concentrações de metais tóxicos, mas quando codispósito com outras águas residuárias, como no caso o lixiviado, este pode ter sua concentração de metais aumentada significativamente. E altas concentrações de metais em lodos resultam em ações mais restritivas quanto ao uso desse material para fins agrícolas. Sendo assim, o lodo avaliado não pode ser destinado para fins agrícolas, pois as concentrações de Zn estão acima aos valores limites estabelecidos nas resoluções brasileiras. Por sua vez o ensaio da AME do lodo anaeróbico não apresentou mudanças significativas ao longo da pesquisa da codisposição em reatores tipo UASB.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e a Fundação Araucária (FA) pelo aporte financeiro realizado nas pesquisas, desenvolvidas por meio do Programa Paranaense de Pesquisa em Saneamento (PPPSA). A Estre pelo acesso e facilidades na coleta do lixiviado e à CAPES pela concessão das bolsas de mestrado e doutorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, V. F. R. et al. Caracterização química como alternativa de destinação ao uso agrícola do lodo da estação de tratamento de esgoto do Município de Anápolis, Estado de Goiás, Brasil. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 4, n. 7, p. 87-98, 2017.
2. ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E. S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.). Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: UFMG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Curitiba: Sanepar, 2001. p. 261-297, 2001.
3. APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. New York: 21th Ed. 2005.
4. AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.; FORESTI, E.; SANTOS, M. D. L. F. D.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 2, v. 12, p. 192 - 201, 2007.

5. BAETTKER, E. C. Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB. Qualificação (Doutorando em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2018.
6. BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.. Agronomic and inorganic parameters of sewage sludge sanitized by alkaline stabilization: a case study of the State of Paraná, Brazil. *Scientia Agraria*, v. 17, n. 2, 2016.
7. BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M.M.; MARIN, L.M.K.S.; SIMÃO, C.C.. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, p. 315 - 324, 2012.
8. BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. 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. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2011.
9. _____, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n.375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 30 ago. 2006.
10. BRENNAN, R. B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M. G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. *Journal of Environmental Management*, v. 188, p. 64-72, 2017.
11. CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. 2ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.
12. DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. *Chemical and biochemical engineering quarterly*, v.17, n. 4, p. 277– 283, 2003.
13. FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic . *Journal of Environmental Management*, v. 141, p. 9 - 15, 2014.
14. GERMILI, F., ORHON, D., ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewater. *Water Science Technology*. v. 23, p. 1077–1086, 1991.
15. JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. Tratamento de Esgotos Domésticos. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
16. LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and bioengineering*, v. 25, n. 7, p. 1701-1723, 1983.
17. MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 4, p. 1445-1454, 2010.
18. NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M. L.; GUERECA, L.P.; HERNANDEZ-PADILLA, F. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America Clean – Soil, Air, Water, v. 40, n. 9, 926–932, 2012.
19. PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Resolução Sema n. 021, de 30 de junho de 2009. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. *Diário Oficial do Estado do Paraná*, Curitiba, PR, 30 jun. 2009.
20. 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.
21. ROSS, B. Z. L., CARNEIRO, C., MARQUES, C. J., COSTA, J. G. DA C., FROEHNER S., AISSE, M. M. Impacto da incorporação de espuma em lodo de esgoto com fins agrícolas. *Revista DAE*, p. 6 – 18, 2015.
22. SANTOS, A. F. M. S., Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009.
23. SANTOS, D. S.; TESHIMA, E.; DIAS, S. M. F.; ARAÚJO, R. A.; SILVA, C. M. R. D. Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbio de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 22, n. 2, p. 341-349, 2017.
24. SILVA, H. de O. F.; BISCARO, A. de F. V.; PASSOS, J. R. de S. Funções sigmoidais aplicadas na determinação da atividade metanogênica específica-AME. *Revista Brasileira de Biometria*, p. 141-150, 2010.
25. UNITED STATE ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). SW-846. Method 3050 B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils, Revision 2. 1996.

26. UNITED STATE ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). SW-846. Method 3051 A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Revision 1. 2007.
27. YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A 2/O process. Journal of hazardous materials, v. 178, n. 1, p. 81-88, 2010.