

III-145 - POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO EM RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO CENTRO, SALVADOR-BA

Átila Caldas Santos⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Mestre em Engenharia Ambiental Urbana pela UFBA. Atualmente é pesquisador do Laboratório de Geotecnia Ambiental (GEOAMB).

Sandro Lemos Machado

Engenheiro Civil pela UFBA. Mestre em Geotecnia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutor em Geotecnia pela EESC/USP. Pós-Doutorado pela Université Joseph Fourier- LIRIGM. Atualmente é professor Associado I da UFBA e coordenador do GEOAMB.

Miriam de Fátima Carvalho

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia Kennedy. Mestre em Geotecnia pela EESC/USP. Doutora em Geotecnia pela EESC/USP. Pós-Doutorado pela Université Joseph Fourier- LIRIGM. Atualmente é professora e pesquisadora da Universidade Católica do Salvador e colaboradora em pesquisa no GEOAMB.

Júlio César Fialho do Nascimento

Engenheiro Civil pela UFBA. Mestre em Geotecnia pela EESC/USP. Atualmente é professor da Universidade Federal do Recôncavo Baiano (UFRB).

Endereço⁽¹⁾: Rua Aristides Novis, 2 - 8º andar - Federação - Salvador - Ba - CEP: 40210-630 - Brasil - Tel: +55 (71) 3283-9461 - e-mail: atilaeng@hotmail.com

RESUMO

Este artigo apresenta o método utilizado para determinar o Potencial Bioquímico de Metano (BMP) dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) do Aterro Sanitário Metropolitano Centro - ASMC, Salvador-Ba. Resultados da caracterização de RSU (teor de umidade, composição gravimétrica, sólidos totais voláteis e teor de lignina) obtidos em amostras de Resíduos Novos - RN coletadas na frente de lançamento no ASMC e de Resíduos Velhos - RV coletados por meio de trado mecânico nas células do ASMC foram utilizados para correlacionar o L_0 e o potencial de geração de CH_4 remanescente - $L_0(t)$ com esses parâmetros físicos-químicos. Amostras de resíduos com diferentes tempos de aterramento (0 a 6 anos) foram utilizadas para obtenção do L_0 , $L_0(t)$ e da constante relacionada à taxa de geração de CH_4 , k . Uma análise estatística para o L_0 foi realizada considerando um intervalo de confiança (I.C.) de 70%. A curva do comportamento do L_0 em função do tempo de aterramento forneceu bons resultados, indicando que a maioria desses dados está dentro do I.C. considerado. O método empregado para a realização dos ensaios de BMP mostrou-se simples de ser executado, de baixo custo e com tempo de duração relativamente curto, quando comparado com as condições de decomposição dos resíduos em campo.

PALAVRAS-CHAVE: Potencial bioquímico de metano, resíduos sólidos, biodegradabilidade.

INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são um dos principais problemas da humanidade, tendo em vista que são gerados inevitavelmente nas atividades desenvolvidas nas cidades e necessitam de local adequado para sua disposição final. Os RSU são formados por diversos componentes, tais como, papel, plástico, vidro e matéria orgânica. No Brasil, os RSU são dispostos em aterros sanitários, aterros controlados e em lixões. Do ponto de vista ambiental, o aterro sanitário é indicado como uma forma de disposição final adequada por confinar RSU com base em critérios de engenharia com vistas à proteção e preservação do meio ambiente.

Carvalho *et al.* (2008) contextualizam aterro sanitário como um grande reator bioquímico, que tem RSU e água como produtos de entrada, biogás e lixiviados como saída. Nos aterros, os resíduos estão sujeitos ao processo de digestão anaeróbia que gera em maior concentração, metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), além de vapor d'água e traços de gases em menor concentração. O aterro deixou de ser somente um local para confinamento de RSU e passou a ser um local utilizado também para o tratamento dos mesmos, e nesse caso a decomposição microbiana do maciço de RSU deve ser favorecida, visando a reduzir a massa e o volume do maciço e, principalmente, a geração do biogás para o aproveitamento energético (Boscov, 2008).

Métodos expeditos podem ser utilizados para estimar o potencial de geração de CH_4 (L_0) em aterros sanitários. Além desses métodos, o L_0 pode ser obtido em laboratório por meio do ensaio de determinação do Potencial Bioquímico de Metano (BMP).

O ensaio de BMP é utilizado neste trabalho para determinação do L_0 e da constante relacionada à taxa de geração de CH_4 (k) em aterros sanitários. A caracterização dos RSU (teor de umidade, composição gravimétrica, teor de sólidos totais voláteis e teor de lignina) do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC) de Salvador com diferentes tempos de aterramento é também realizada de forma a possibilitar o estudo de algumas correlações do L_0 com parâmetros físicos-químicos dos RSU.

Para melhor compreensão dos resultados do L_0 ao longo do tempo, realiza-se uma análise estatística considerando um intervalo de confiança (I.C.) de 70% para uma distribuição normal dos resultados.

MATERIAIS E MÉTODOS

CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A caracterização dos RSU corresponde à determinação da composição gravimétrica do resíduo por meio da separação manual dos seus constituintes, determinação do teor de umidade (w) do RSU como um todo (umidade global) e dos seus constituintes, teor de Sólidos Totais Voláteis (STV) e teor de lignina, esses dois últimos, utilizados como indicadores da quantidade de matéria orgânica presente na fração pastosa dos RSU.

A caracterização dos RSU é iniciada com a coleta de amostras na frente de lançamento do ASMC, para o caso dos Resíduos Novos (RN, resíduos que ainda não foram aterrados). Para os Resíduos Velhos (RV, resíduos aterrados) a coleta é realizada por meio de perfurações com trado mecânico em profundidades que variaram de 10 a 30 m nas células de resíduos. Posteriormente a coleta procede-se a separação manual dos constituintes dos RSU, pesagem e secagem em estufa à 70°C para determinação do teor de umidade em base seca (BS) e em base úmida (BW) e da composição gravimétrica dos resíduos. Após secagem, utiliza-se a fração pastosa para determinação dos teores de STV e de lignina. O ensaio de STV é realizado por meio da calcinação em mufla a 600°C de pequenas quantidades de fração pastosa seca, enquanto que o ensaio de lignina é feito por meio de duas hidrólises ácidas, conforme recomendação de Hatfield *et al.* (1994). A descrição desses dois ensaios é mostrada detalhadamente em Machado *et al.* (2009).

POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

Os equipamentos utilizados para realização dos ensaios de BMP correspondem a um triturador de resíduos orgânicos - TR 200 de fabricação da empresa TRAPP para redução do tamanho das partículas dos RSU, transdutor de pressão acoplado a uma agulha metálica e a um equipamento digital para leitura da pressão do biogás, frasco de vidro em borossilicato (digestor) de 2000 mL com tampa plástica e ramificação lateral para penetração da agulha, cilindro de gás N_2 para mudança de atmosfera por N_2 nos digestores e monitor de fluxo e gás portátil - GEMIM 2000 com precisão de 0,5 a ± 1 na aferição volumétrica dos gases para determinação da composição do biogás gerado nos digestores.

A sequência das atividades para realização dos ensaios de BMP (Figura 01) compreende a trituração (1) e homogeneização da amostra de RSU (2), seguida pela colocação de lixiviado e de RSU nos digestores (3), revestimento dos digestores com papel de alumínio, armazenamento em ambiente térmico (38 - 40°C) (4), monitoramento da pressão interna (5) e por fim, medição da composição do biogás (6).

Vale ressaltar que os ensaios de BMP foram realizados com amostras de diferentes idades, respectivamente amostra de RN coletada em março de 2010 - RN03/10 e amostras de RV com tempo de aterramento de 2,00; 4,23; 4,32; 6,15; 6,26; e 6,32 anos.

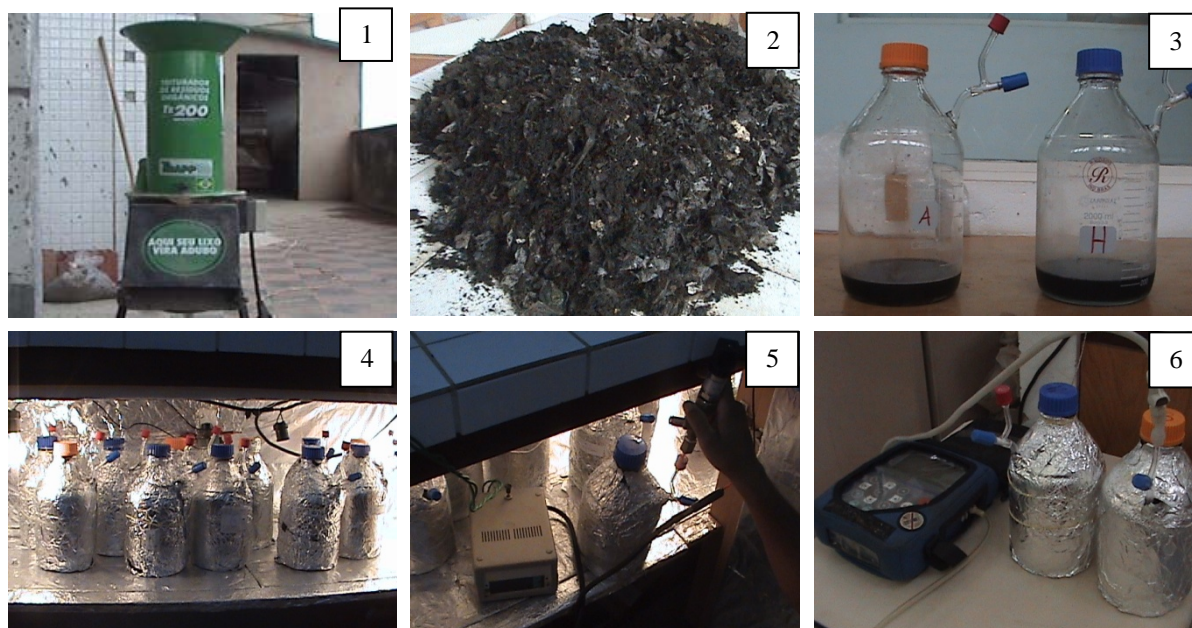


Figura 01 - Sequência das atividades para realização dos ensaios de BMP

ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS

O modelo de decaimento de primeira ordem é usado como uma primeira aproximação que é recomendada pela EPA (USEPA, 1996; 1998; 2005) e pelo IPCC (IPCC, 2006), visando a determinar a emissão de CH₄ em aterros sanitários, conforme se observa na Equação 1, em que q é a taxa específica de geração de metano (m³ CH₄/ano Mg-resíduo), L_0 é o potencial de geração de CH₄ (m³ CH₄/Mg-resíduo), k é a taxa constante de geração de CH₄ por ano e t é o tempo de disposição do resíduo (ano).

$$q = L_0 \cdot k \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

Para obtenção do valor de k , Machado *et al.* (2009) recomendam utilizar a Equação 2, fazendo uso de valores de potenciais de CH₄ remanescentes - $L_0(t)$ relativos à amostras de resíduos de diferentes tempos de aterramento.

$$L_0(t) = L_0 \cdot e^{-kt} \quad (2)$$

RESULTADOS

CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

A Tabela 01 apresenta os teores de umidade em BS de cada componente dos RSU estudados. De acordo com a Tabela 01, o teor de umidade dos RSU varia entre os componentes. Em geral os componentes que apresentam maior capacidade de absorção de água (fração pastosa, papel/papelão e madeira) foram os que apresentaram maiores teores de umidade. Os inertes, representados por metais, plásticos, borracha, isopor e pedra/cerâmica, foi o constituinte que apresentou os menores teores de umidade devido à sua baixa capacidade de absorção de água e líquidos.

Observa-se da Tabela 01 que a fração pastosa apresentou para todas as tradagens, teor de umidade inferior ao normalmente obtido para RN (181%), o que sugere tendência de redução de umidade com o aterramento dos resíduos para esse componente. Destaca-se que a fração pastosa dos RV acaba por conter porções de plástico, papel e de outros componentes que não são possíveis de segregação, fato que também contribui para redução do teor de umidade. Além disso, a fração putrescível como frutas e verduras se decompõe e perde água interna, o que contribui para a redução de umidade com o tempo. O resultado mostrado na Tabela 01 para o teor de umidade global em BS para o RN (90%) indica que os RSU que chegam ao ASMC apresentam umidade

inferior ao resultado obtido por Maciel (2009) para o Aterro da Muribeca/PE que é de 126% em BS, todavia é superior aos resultados obtidos em três períodos distintos por Alves (2008) para esse mesmo aterro (67, 77 e 80% em BS), o que demonstra certa especificidade do resíduo de cada local, embora as cidades apresentem condições climáticas parecidas.

Tabela 01 - Teor de umidade em base seca de cada componente e umidade global dos RSU estudados

Identificação Amostra - Profundidade (m)	Idade (anos)	Teor de umidade (%) - BS				Umidade global - BS (%)
		Madeira	Papel/papelão	Inertes	Fração Pastosa	
RN03/10 - 0	0	101,32	174,55	-	181,45	90,41
T2 - 10	2,00	88,28	69,20	83,03	66,47	-
T3 - 10	4,23	153,13	113,71	36,31	45,66	37,18
T5 - 10	4,32	91,30	134,10	42,46	57,50	51,64
T6 - 20	6,15	84,59	66,89	70,25	65,02	58,72
T7 - 10	6,26	73,46	27,59	31,39	34,56	42,73
T4 - 30	6,32	63,64	85,71	45,31	48,16	54,00

RN03/10 - Resíduo Novo coletado em março de 2010; T - tradagem.

A Tabela 02 mostra a composição gravimétrica, teor de STV e Matéria Orgânica (MO) para os RSU com diferentes tempos de aterramento.

Tabela 02 - Composição gravimétrica, teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e lignina para os RSU com diferentes tempos de aterramento

Identificação	Porcentagem de ocorrência (%) - BS				STV (%)	Matéria Orgânica (M.O) (%)	Lignina (%)
	Madeira	Papel/papelão	Inertes	Fração Pastosa			
RN03/10	7,57	20,26	43,25	28,92	55,76	16,12	17,81
T2	6,76	1,35	49,78	42,11	22,39	9,43	10,47
T3	4,59	9,42	53,53	32,46	26,00	8,44	9,23
T5	8,54	7,68	57,09	26,70	28,47	7,60	14,44
T6	3,37	5,91	26,16	64,57	19,72	12,73	10,26
T7	6,95	1,55	34,90	56,60	11,68	6,61	5,72
T4	6,52	1,15	75,38	16,95	21,56	3,65	5,87

Da Tabela 02, percebe-se variação na composição física dos RSU, contudo não se observa correlação com o tempo de aterramento. De acordo com essa tabela, embora apresente oscilações, nota-se uma tendência na redução do teor de papel/papelão ao longo do tempo de aterramento, bem como um aumento significativo no teor de inertes conforme estabilização dos RSU. Em relação à fração pastosa, percebe-se que muitos RV apresentaram elevado teor desse componente, porcentagens até superiores às encontradas para RN, isso possivelmente por conta da incorporação de materiais de difícil distinção durante o processo de separação, dificuldade encontrada também para papel/papelão que depois de algum tempo de aterrado torna-se em parte muito difícil se ser visualmente identificado e separado.

POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO - BMP

Os resultados experimentais obtidos por meio dos ensaios de BMP para RN e para RV são mostrados nas figuras 02, 03, 04, 05, 06, 07 e 08, que ilustram o comportamento da curva de geração de CH₄ nos digestores (D) utilizados nos ensaios. Os resultados apresentados em todas essas figuras estão corrigidos com os respectivos potenciais de geração de biogás gerado pelo líquido utilizado no ensaio.

Vale ressaltar que foram realizados ensaios em triplicata, excetuando-se as amostras de RN e de RV com 6,26 anos de aterramento, que tiveram cada uma a realização de 6 ensaios. Contudo, alguns digestores apresentaram vazamento de gás durante a execução do ensaio (RV com 2,00; 6,15 e 6,32 anos) e nesses casos, os resultados não foram utilizados.

O ajuste matemático aos dados experimentais de BMP foi realizado pelo método dos mínimos quadrados para a equação 03, que representa uma integração da equação 01 ($q = L_0 \cdot k \cdot e^{-kt}$) no tempo.

$$q^* = L_0 \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (03)$$

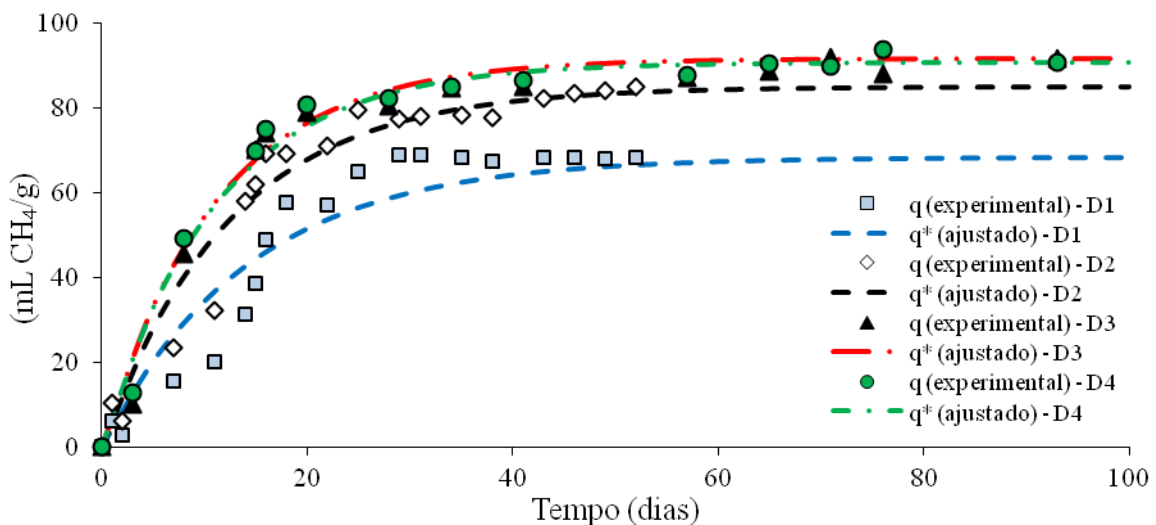


Figura 02 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RN

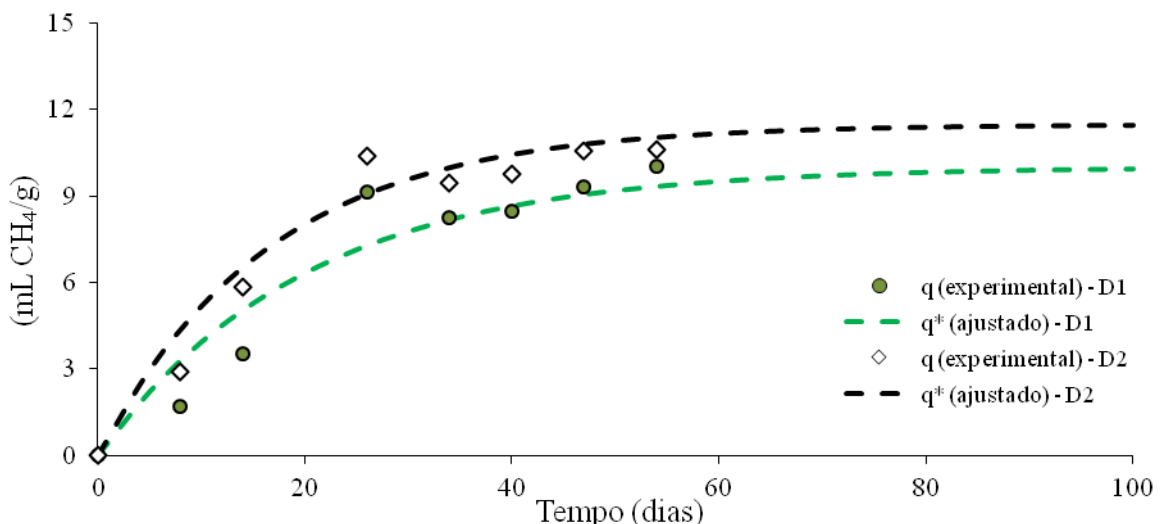


Figura 03 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 2 anos de aterramento

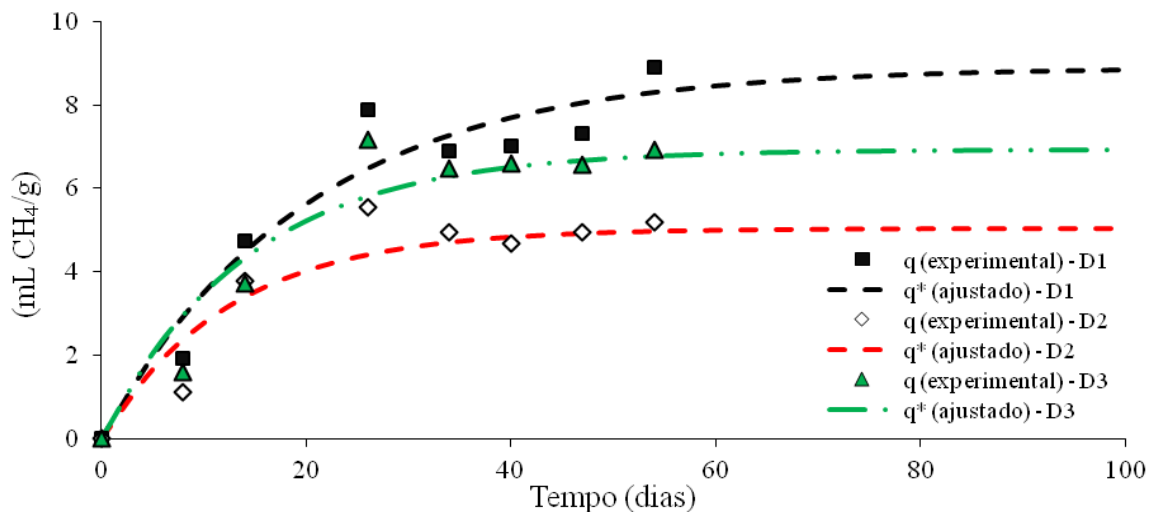


Figura 04 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 4,23 anos de aterramento

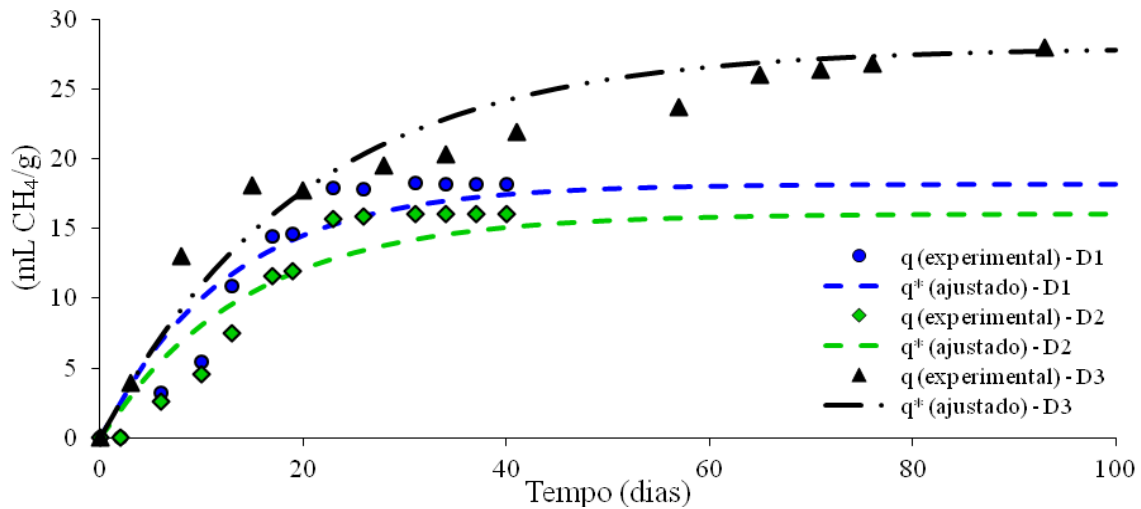


Figura 05 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 4,32 anos de aterramento

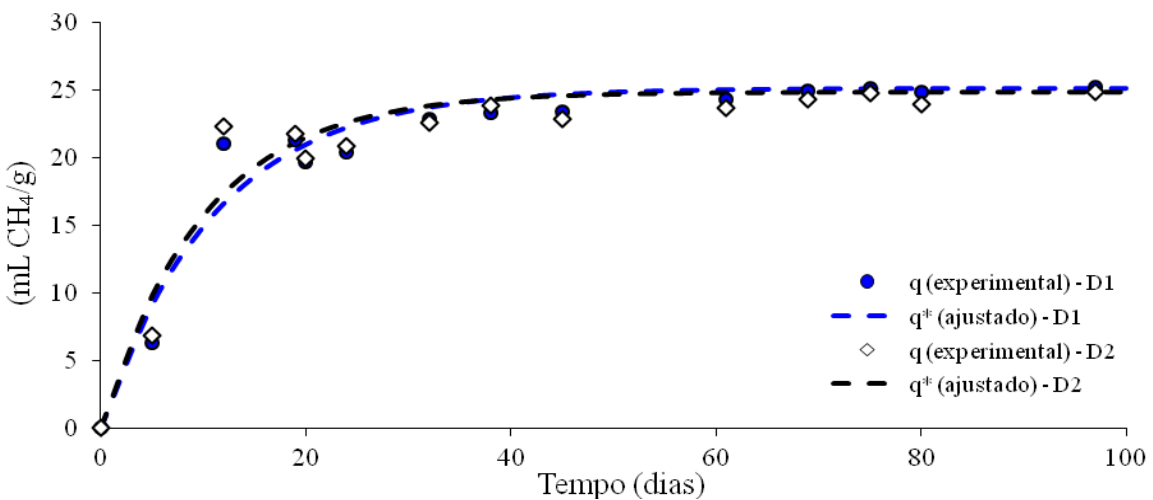


Figura 06 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,15 anos de aterramento

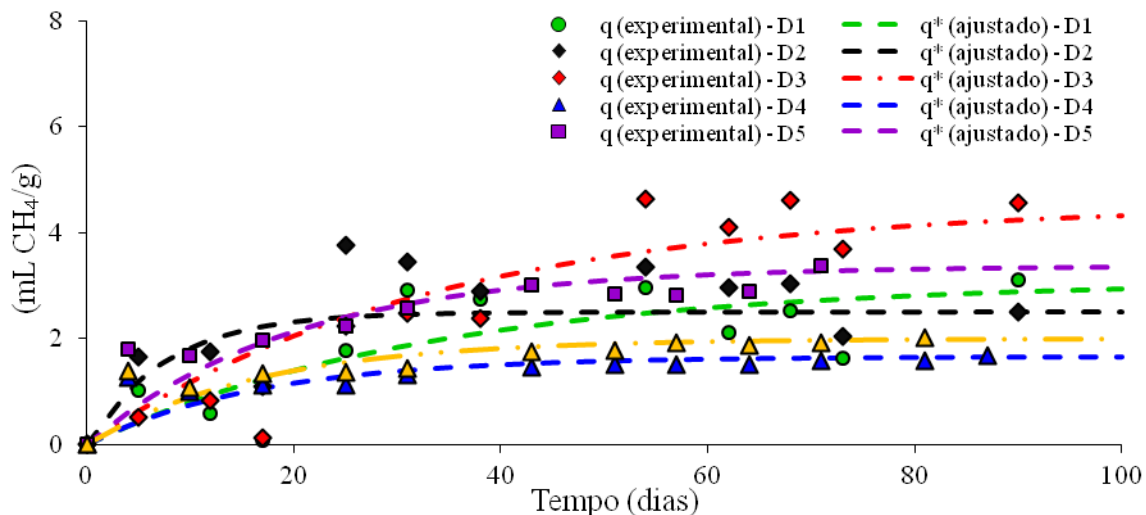


Figura 07 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,26 anos de aterramento

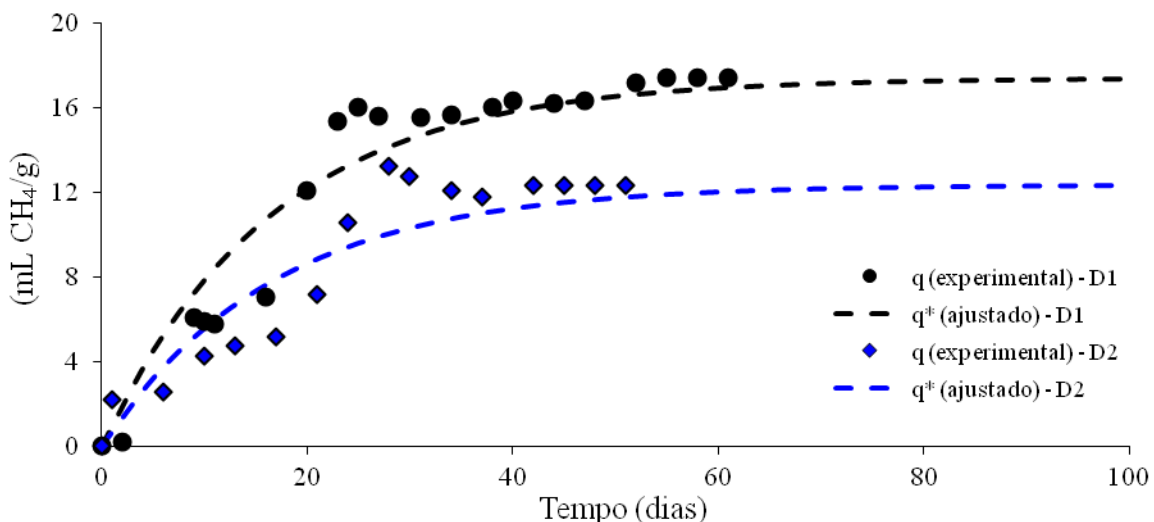


Figura 08 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,32 anos de aterramento

Em observância às Figuras 02 a 08, percebe-se que para todos os digestores de RN e de RV a geração de CH₄ ocorreu de forma mais acentuada nos primeiros 20 dias de experimentos e houve uma tendência em se atingir o L₀ em até 60 dias. Os resultados obtidos por Alves (2008) a uma temperatura de 37°C e utilizando a interação de lodo de ETE com resíduos orgânicos apresentaram as maiores taxas de geração de biogás durante os primeiros 5 dias e o L₀ foi também obtido em 60 dias de experimento.

Ensaando amostras de resíduos orgânicos a 35°C, Hansen *et al.* (2004) obtiveram L₀ em 50 dias de experimentos, enquanto que para esse mesmo tipo de resíduo e fazendo uso dessa mesma temperatura, De Araújo Moraes (2006) precisou de 90 dias para obtenção do L₀. Esses fatos indicam que além da temperatura, outras variáveis interferem na velocidade de geração de CH₄, haja vista que com a mesma temperatura, dois pesquisadores obtiveram L₀ em intervalos de tempo diferentes e que às condições submetidas aos RSU do ASMC foram satisfatórias na medida em que proporcionaram a geração de CH₄ dentro do intervalo de tempo normalmente apresentado na literatura.

Conforme Figura 02, o D1 apresentou L₀ inferior a D2, D3 e D4, porém de maneira geral os resultados experimentais de L₀ obtidos nesses digestores obedeceram ao comportamento da curva de ajustamento para esses ensaios. Fato que também é observado na Figura 03 para os RV com 2 anos de aterramento, que embora possuam tempo de aterramento relativamente curto, apresentaram L₀(t) médio 87% menor que o dos RN. Essa

redução acentuada em pouco tempo possivelmente está ligada à dificuldade encontrada para determinação do tempo de aterramento dessa amostra, o qual pode não ser o verdadeiro.

Da Figura 05, observa-se que D1 e D2 apresentaram comportamentos semelhantes, ambos com $L_0(t)$ em torno de 17 mL CH_4/g , todavia o D3 apresentou $L_0(t)$ superior, o que não pode ser justificado pelas condições de monitoramento da pressão, tendo em vista que não se detectou vazamentos durante os ensaios e os resultados seguem perfeitamente a tendência da respectiva curva de ajustamento. A diferença encontrada, possivelmente seja em virtude da homogeneização do RSU e da quantidade de material usado no ensaio. A amostra que possui maior quantidade de fração pastosa, possivelmente apresentará o maior $L_0(t)$.

As amostras de RSU com 6,15 anos (Figura 07) apresentaram resultados de $L_0(t)$ muito próximos e o comportamento das curvas de ajustamento está bem semelhante, chegando até mesmo a coincidir em alguns trechos. Diferentemente disso estão às curvas de ajustamento dos RV com 4,23 (Figura 04) e 6,32 anos (Figura 08) que apresentaram dispersões no valor do L_0 ajustado de um digestor para outro, mas seguiram a mesma tendência da curva de ajustamento, portanto, garantindo a representatividade das amostras ensaiadas.

O digestor D2 merece ser destacado na Figura 07, o qual apresentou um valor de $L_0(t)$ tendendo a 4 mL CH_4/g em aproximadamente 30 dias, porém esse resultado reduziu-se, permanecendo em torno de 2,5 mL CH_4/g no decorrer do experimento por conta da correção da pressão fornecida pelo lixiviado. Os baixos resultados de $L_0(t)$ para essas amostras de 6,26 anos oscilaram entre 1,67 a 4,56 mL CH_4/g , demonstrando uma estabilização do material aterrado em menos de 7 anos.

Os resultados apresentados na Figura 08 mostram uma variação entre o $L_0(t)$ obtido em D1 e D2, mas é justificável devido à heterogeneidade dos RSU, o que dificulta a obtenção de amostra representativa, dificuldade que também é aumentada quando se trabalha na ordem de 30 g de material. Os resultados do $L_0(t)$ em D1 apresentam comportamento que se aproxima muito mais da curva de ajustamento que os dados de D2, percebendo em D2 um declive no valor de $L_0(t)$ entre o período de aproximadamente 30 a 40 dias, possivelmente por conta de erro na aferição da pressão interna ou até mesmo vazamentos durante a aferição.

O resumo dos resultados da geração de biogás para as amostras de RN e RV, bem como a composição química relativa de CH_4 e de CO_2 , os valores obtidos de L_0 e dos ajustes de k são apresentados na Tabela 03. A composição química foi obtida desprezando-se a concentração de traços de gases e levando-se em conta que o biogás foi composto inicialmente por 100% de N_2 . Visando a comparação dos resultados obtidos com dados de literatura, apresenta-se nessa tabela os valores de L_0 em 3 unidades distintas, $m^3 CH_4/Mg$ - RSU ou mL CH_4/g - RSU, mL CH_4/g MS e mL CH_4/g STV.

Em geral os resultados de BMP publicados na literatura técnica foram realizados somente para a fração orgânica dos resíduos e em RSU ou em materiais específicos para avaliar a estabilização de materiais aterrados e/ou para determinar o L_0 de determinados constituintes da fração orgânica. Isso dificulta a comparação dos resultados obtidos para os RSU do ASMC, em que se trabalha com o RSU como um todo.

Comparando o resultado de $L_0 = 126 m^3 CH_4/Mg MS$ obtido por Vigneron *et al.* (2005) para RN com a média do $L_0 = 154,89 m^3 CH_4/Mg MS$ (Tabela 03) obtido para os RN do ASMC, nota-se que os resíduos da capital baiana apresentam L_0 médio levemente superior ao publicado por esses autores. Quando comparado com o L_0 de frações orgânicas obtido por Alves (2008) em RN ($170,8 m^3 CH_4/Mg MS$ - considerando a contribuição do lodo de ETE) e por Maciel (2009) também em RN ($62,0$ a $94,8 m^3 CH_4/Mg MS$), nota-se que os RSU de Salvador possuem L_0 que supera até mesmo valores para resíduos orgânicos obtidos por Maciel (2009) e aproxima-se do resultado para resíduo orgânico determinado por Alves (2008).

Bayard *et al.* (2005) analisando resíduos orgânicos com tempo de aterramento entre 0 e 2 anos, obtiveram L_0 variando entre 194 e 229 mL $CH_4/g MS$, enquanto que Maciel (2009) ensaiando amostras de resíduos orgânicos com tempo de aterramento variando entre 7 e 14 meses obteve $L_0(t)$ oscilando entre 29,4 e 145,7 mL/g STV. O resíduo que mais se aproxima dessa faixa de idade é o de T2 que apresentou $L_0(t)$ médio igual a 18,93 mL $CH_4/g MS$ ou 84,55 mL $CH_4/g STV$ (Tabela 03), portanto valor muito inferior aos obtidos por Bayard *et al.* (2005), porém dentro do intervalo apresentado por Maciel (2009).

Da Tabela 03, o baixo $L_0(t)$ médio encontrado para RSU com 4,23 anos do ASMC (9,53 mL $CH_4/g MS$), indica uma velocidade de degradação de RSU alta em campo, o que é comprovado comparando esse $L_0(t)$ com o valor médio de $L_0 = 154,89 mL CH_4/g MS$ para RN, ou seja, um decréscimo de 93% do L_0 em um intervalo

de 4,23 anos. O resultado médio obtido para a amostra com 4,32 anos ($L_0(t) = 31,42 \text{ mL CH}_4/\text{g MS}$) apresenta-se 3,5 vezes superior ao da amostra com 4,23 anos, o que indica a dificuldade em se estudar um material tão heterogêneo que para a mesma idade apresenta L_0 tão variável. Provavelmente uma análise que englobe diversos parâmetros seja mais adequada para justificar essas variações.

Tabela 03 - Resultados da geração e da composição química relativa do biogás, L_0 e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP

Resíduo (Idade)	Biogás ($\text{m}^3 / \text{Mg} - \text{RSU}$)	Composição do biogás (%)		L_0	L_0	L_0	k ano ⁻¹
		CO ₂	CH ₄	($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg} - \text{RSU}$)	($\text{mL CH}_4/\text{g MS}$)	($\text{mL CH}_4/\text{g STV}$)	
RN03/10 (0,00)	151,70	55,00	45,00	68,27	126,14	226,22	25,55
	146,28	42,00	58,00	84,84	156,77	281,15	29,20
	157,76	42,00	58,00	91,50	169,07	303,22	32,85
	156,38	42,00	58,00	90,70	167,59	300,56	32,85
T2 (2,00)	16,16	38,00	62,00	10,02	17,66	78,86	18,25
	18,79	39,00	61,00	11,46	20,20	90,23	21,90
T3 (4,23)	14,33	38,00	62,00	8,89	12,19	46,88	18,25
	8,26	39,00	61,00	5,04	6,91	26,58	29,20
	11,17	38,00	62,00	6,93	9,50	36,55	21,90
T5 (4,32)	33,69	46,00	54,00	18,19	27,58	96,88	29,20
	30,22	47,00	53,00	16,02	24,29	85,30	25,55
	49,06	43,00	57,00	27,97	42,40	148,93	18,25
T6 (6,15)	42,63	41,00	59,00	25,15	39,92	202,42	32,85
	41,32	40,00	60,00	24,79	39,35	199,53	36,50
T7 (6,26)	5,74	46,00	54,00	3,10	4,42	37,86	10,95
	4,56	45,00	55,00	2,51	3,58	30,63	47,45
	8,44	46,00	54,00	4,56	6,50	55,68	10,95
	7,93	79,00	21,00	1,67	2,38	20,35	21,90
	10,52	68,00	32,00	3,37	4,81	41,15	18,25
	8,71	77,00	23,00	2,00	2,86	24,49	21,90
T4 (6,32)	29,50	41,00	59,00	17,41	26,80	124,32	21,90
	21,27	42,00	58,00	12,34	18,99	88,10	21,90

Com base na Tabela 03, observa-se que dentre as amostras de RV ensaiadas na faixa de tempo de aterramento igual a 6 anos, a amostra com 6,15 anos foi a que forneceu o maior resultado médio de $L_0(t)$ ($39,64 \text{ mL CH}_4/\text{g MS}$), superando até mesmo os resultados experimentais de $L_0(t)$ obtido por Maciel (2009) em amostras de resíduos orgânicos com 7 anos de aterramento ($6,3 \text{ mL CH}_4/\text{g MS}$) e de amostra de RSU, também com 7 anos, obtido por Wang *et al.* (1994) *apud* Alves (2008) que foi de $13,6 \text{ mL CH}_4/\text{g} - \text{RSU}$.

Comparando os resultados apresentados na Tabela 03 com os resultados obtidos por Alves (2008) em amostras de resíduos orgânicos com 7 anos ($L_0 = 23,7 \text{ mL Biogás/g MS}$) e com os resultados de Wang *et al.* (1994) ($13,6 \text{ mL CH}_4/\text{g - RSU}$), infere-se que as amostras do ASMC com 6,15 anos de idade apresentaram $L_0(t)$ bastante elevado, o que aparentemente fornece uma ideia de alto $L_0(t)$ nas células do aterro, todavia essa análise não pode e não deve ser tomada como referência única, haja vista que as outras amostras de RSU com 6,26 e 6,32 anos de aterramento apresentaram $L_0(t)$ médio iguais a 4,09 e 22,85 $\text{mL CH}_4/\text{g MS}$, o que pode também desencorajar projetos que vislumbrem recuperação energética do biogás desse aterro, daí a necessidade de uma análise mais global que considere L_0 , tempo de aterramento, STV, teor de lignina, entre outros parâmetros correlacionados com o processo de decomposição anaeróbica de RSU em aterros sanitários.

Ainda de acordo com a Tabela 03, observa-se uma grande variação no $L_0(t)$ para RSU com 6 anos de aterramento, variando de 1,67 a 25,15 $\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg RSU}$. Oscilações na geração de gás em ensaios de BMP possivelmente estão associadas a dificuldades na homogeneização do material e presença de agentes inibidores a exemplo de alguns metais (Zn, Mn e Fe). Quanto à homogeneização do material, ressalta que visualmente não se detectou nenhuma variação qualitativa nas amostras ensaiadas para as respectivas idades e com relação à presença de metais, uma análise da composição química dos lixiviados torna-se necessária para avaliar possíveis interferências na decomposição dos RSU nos digestores.

RELAÇÃO DO L_0 COM ALGUNS PARÂMETROS

Alguns autores costumam analisar a relação do BMP com outros parâmetros do RSU com o objetivo de verificar o comportamento da geração de biogás com o aumento ou diminuição desses parâmetros. Maciel (2009) analisou a relação do BMP com parâmetros químicos e verificou que existe uma tendência de crescimento do potencial de geração de biogás com o teor de STV ($R^2=0,60$), carboidratos ($R^2=0,13$), relação entre a celulose e o teor de lignina (C/L) ($R^2=0,25$) e relação $(STV - L)/L$ ($R^2=0,76$). Analisando a relação entre o BMP com o teor de STV ($R^2=0,38$) e com o teor de celulose ($R^2=0,32$), Kelly *et al.* (2006) concluíram que essas correlações obtidas limitam a utilização do BMP como ferramenta de análise da estabilização dos RSU.

A análise da relação do L_0 com o teor de STV para os RSU do ASMC obtidos nas diversas tradagens é mostrada na Figura 09. Comparando os resultados apresentados nessa figura com os obtidos por Kelly *et al.* (2006) e por Maciel (2009), percebe-se que a correlação entre o L_0 e o STV para os resíduos de Salvador ($R^2=0,89$) é muito maior que as obtidas por esses outros pesquisadores, indicando uma tendência de aumento do L_0 com o aumento do teor de STV. Segundo Kelly *et al.* (2006), a baixa correlação encontrada foi por conta de alguns dos aterros receberem resíduos industriais, comerciais e lodos de águas residuais.

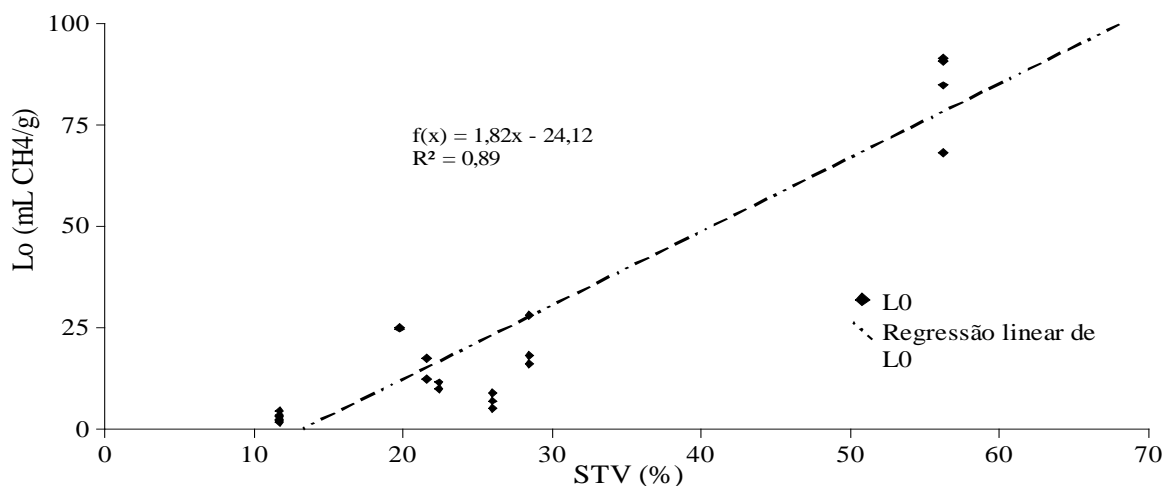


Figura 09 - Relação do L_0 com o teor de Sólidos Totais Voláteis dos RSU

Com vista à análise do L_0 com o conteúdo do STV e o teor de lignina (L), apresenta-se na Figura 10 a variação do L_0 com a relação $(STV - L)/L$. Maciel (2009) citando Rohrs *et al.* (2003) afirma que a relação $(STV - L)/L$

é o indicador mais preciso para avaliar a biodegradabilidade dos resíduos, embora mencione também que esses autores não apresentaram a análise estatística dos dados obtidos.

Embora Maciel (2009) tenha encontrado correlações elevadas ($R^2 = 0,76$) entre L_0 e o quociente $(STV - L)/L$, observa-se da Figura 10 uma fraca correlação ($R^2 = 0,12$) para os RSU da capital baiana, o que limita a análise da estabilização dos resíduos com base nessa relação. Provavelmente isto pode ser decorrente da dificuldade que existe no estudo dos RSU devido à sua heterogeneidade e pela gama de parâmetros que interferem diretamente na geração de biogás em aterros sanitários.

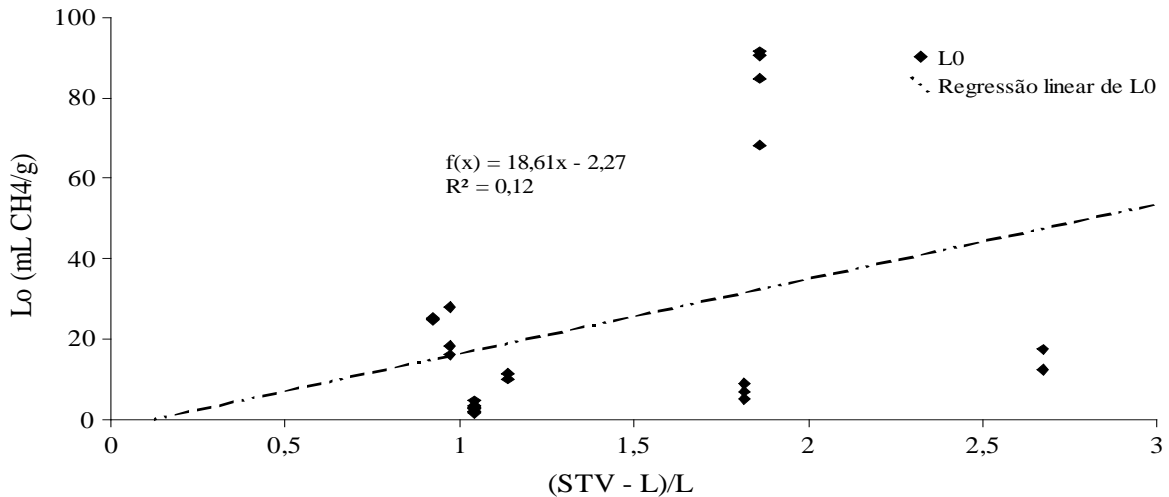


Figura 10 - Variação do L_0 com a relação $(STV - L)/L$

A análise da relação do L_0 com o teor de umidade em BS para os RSU do ASMC é mostrada na Figura 11. Essa correlação ($R^2 = 0,75$) indica tendência de aumento do L_0 com o aumento do teor de umidade, devido ao fato de que o aumento do teor de umidade é ocasionado pela presença de materiais que absorvem maior quantidade de água (fração pastosa e papel/papelão) e que também possuem maior L_0 . Porém, deve-se atentar que isso não é regra, tendo em vista que Lefebvre *et al.* (2003) *apud* Maciel (2009) verificaram que quanto maior o teor de umidade dos RSU, menor o L_0 da amostra, e constatou que umidades acima de 35-40% apresentam maior velocidade de degradação e por isso possuem $L_0(t)$ menor. Maciel (2009) cita que Reinhart (1995) constatou que a redução dos valores de L_0 para amostras úmidas ($w = 46\%$) e secas ($w = 29\%$) foi de 50% e praticamente zero, nesta ordem, durante o intervalo de tempo de 1 ano.

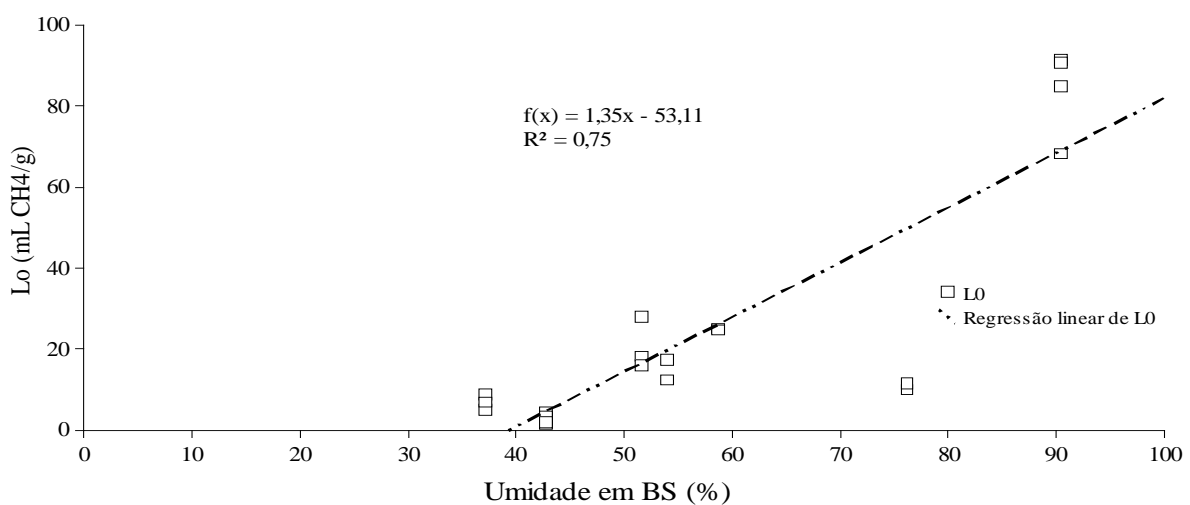


Figura 11 - Relação do L_0 com o teor de umidade dos RSU em BS (%)

COMPORTAMENTO DO L_0 EM FUNÇÃO DO TEMPO DE ATERRAMENTO DOS RSU

Na Figura 12 são apresentados os resultados experimentais do L_0 obtido por meio dos ensaios de BMP para resíduos de diferentes tempos de aterramento e utilizando-se do ajuste por mínimos quadrados na equação 1, obteve-se um valor médio de $L_0 = 83,83 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$, desvio padrão $\sigma_y = 9,33 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ e $k = 0,38 \text{ ano}^{-1}$.

De forma a melhor analisar as incertezas envolvidas nos valores de $L_0(t)$, mostra-se na Figura 12, além do ajuste ótimo, o intervalo de confiança (I.C.) de 70% dos dados experimentais. As curvas superior e inferior nessas figuras, foram obtidas considerando a curva ajustada pelo método proposto $\pm 1,035 \sigma_y$, o que fornece um I.C. de 70% para uma distribuição normal dos desvios de L_0 do ajuste. O resultado obtido para a amostra com 2 anos de aterramento foi desprezado no ajuste das curvas devido ao fato dessa amostra apresentar $L_0(t)$ muito baixo ($10,74 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$) e devido às incertezas nos dados fornecidos pela equipe de campo sobre o verdadeiro tempo de aterramento dessa amostra.

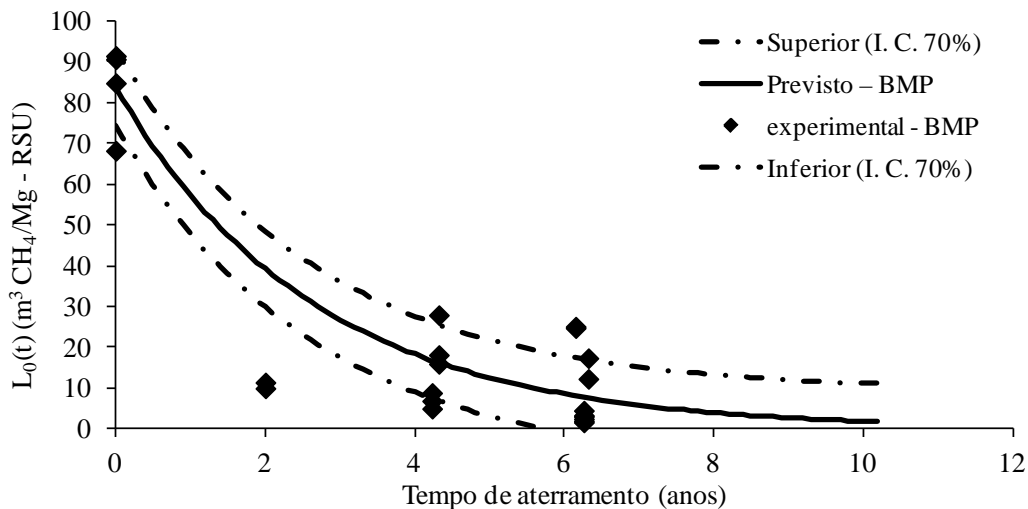


Figura 12 - Valores de L_0 experimentais e ajustados em função do tempo de aterramento das amostras – BMP

Os resultados dos ensaios de BMP apresentados na Figura 12 seguem a mesma tendência de variação dos valores de L_0 calculados a partir dos procedimentos expeditos propostos por Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006). Outro fato que merece destaque é que a equação 01 parece não se ajustar perfeitamente aos valores de $L_0(t)$ obtidos. Nos primeiros anos de aterramento (Figura 12) o processo de digestão anaeróbia se mostra mais vigoroso que o previsto pelo modelo de decaimento de primeira ordem. A partir de 4 anos de aterramento, contudo, quando o valor de L_0 previsto pela curva de ajustamento do BMP se encontra na faixa de $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ esse processo se torna bem lento e as condições de operação do ASMC normalmente não apresentam-se eficientes para o aproveitamento do $L_0(t)$.

O valor médio de k nos experimentos de laboratório foi de $24,89 \text{ ano}^{-1}$. Esse valor bem mais elevado que o k de campo ($0,2 \text{ ano}^{-1}$) é justificado pelo fato de k ser dependente da escala do problema, de forma que os valores de k obtidos dos ensaios de BMP não podem ser utilizados na previsão dos valores do L_0 em campo. Por isso faz-se necessário ensaiar amostras com diferentes tempos de aterramento para analisar a velocidade de degradação em função do $L_0(t)$. Considerando amostras de diferentes tempos de aterramento, obteve-se um k de $0,38 \text{ ano}^{-1}$ que é 1,7 vezes superior ao k obtido pelos procedimentos propostos por Machado *et al.* (2009) e pelo IPCC (2006), ambos resultados de k não são possíveis de serem obtidos na operação do ASMC devido às condições apresentadas em campo.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos para os teores de STV e de lignina são condizentes com resultados publicados na literatura técnica. O resultado de STV para RN (acima de 50%) indica alta quantidade de matéria orgânica e o teor de lignina em RV variou de 5,72 a 14,44%. Os resultados de STV para RV (menores que 10%) já apontam para a estabilização dos RSU no aterro com tempo de aterramento inferior a 7 anos. As oscilações

apresentadas nos conteúdos de STV e de lignina para RV são justificadas devido à heterogeneidade dos RSU e devido ao processo de digestão anaeróbia, que também depende das condições de operação em campo.

O método empregado para a realização dos ensaios de BMP mostrou-se simples de ser executado, de baixo custo e com tempo de duração relativamente curto, quando comparado com as condições de decomposição dos resíduos em campo. Esse método proporcionou a determinação da geração máxima de CH₄ por meio de aferições das pressões nos digestores anaeróbios contendo RSU de diferentes tempos de aterramento, possibilitando a realização de comparações com dados publicados.

A falta de uma padronização na execução dos ensaios de BMP não foi fator limitante a execução dos ensaios, haja vista que o procedimento empregado foi construído com base em experiências de diversos autores. Porém, essa falta de padronização somada à falta de normatização na apresentação dos resultados no meio científico dificultou uma melhor comparação e análise dos resultados obtidos, principalmente para os RV que são coletados por métodos diferentes e em locais onde nem sempre é possível a determinação da idade do resíduo.

O potencial de geração de CH₄ dos RN, obtido por meio dos ensaios de BMP, variou de 68,27 a 91,50 m³ CH₄/Mg RSU e encontra-se situado na faixa de valores publicados na literatura nacional. Utilizando-se dos ensaios de BMP, as amostras de RV com tempo de aterramento de 2 a 6,32 anos apresentaram L₀(t) variando de 17,66 a 26,80 mL CH₄/g MS, embora tenha sido obtido nesse intervalo de idade, valores de L₀(t) = 2,38 mL CH₄/g MS para RV com 6,26 anos e L₀(t) = 42,40 mL CH₄/g MS para RV com 4,32 anos. Esses resultados de L₀(t) estão dentro do intervalo de dados publicados na literatura que é de 6,3 a 229 mL CH₄/g MS para RV com 2 e 7 anos, respectivamente, (Maciel (2009) e Bayard *et al.* (2005)).

Os resultados obtidos para o valor de k em cada um dos digestores indicam velocidades de decomposição elevadas (10,95 a 47,45 ano⁻¹), as quais só são conseguidas em condições experimentais adequadas (temperatura igual ou superior a 37°C, disponibilidade de nutrientes, ausência de O₂, alta superfície específica e meio de cultura adequado) que favorecem o processo de digestão anaeróbia dos RSU e possibilitam geração máxima de biogás em curto intervalo de tempo. Além disso, o valor de k é nitidamente dependente da escala do problema, não podendo ser utilizado na previsão dos valores de L₀(t) em campo. Como mencionado anteriormente, a realização de ensaios de BMP com amostras de diferentes tempos de aterramento se faz necessário para analisar a velocidade de degradação em função do L₀(t). Analisando o k em amostras com diferentes idades, obteve-se k igual a 0,38 ano⁻¹.

Obteve-se uma boa correlação entre o L₀ e o teor de STV com R² = 0,89, enquanto que a correlação verificada entre o L₀ e a relação (STV - L)/L foi baixa com R² = 0,12. A correlação encontrada para o L₀ e o teor de umidade (R² = 0,75) aponta para o aumento do L₀ em função do aumento da umidade, fato devidamente justificável, pois o aumento do teor de umidade dos RSU é consequência da presença de materiais que absorvem maior quantidade de água (fração pastosa e papel papelão) e que possuem alto potencial de geração de biogás. Ressalta-se que essa correlação deve ser observada atentamente, pois Maciel (2009) cita que Lefevbre *et al.* (2003) concluíram o contrário a isso, ou seja, verificou que o aumento no teor de umidade causou redução no valor de L₀. Nas condições deste trabalho, a relação entre L₀ e o STV se mostra a mais adequada na análise da bioestabilização dos RSU.

A análise estatística considerando um I.C. de 70% para os resultados de L₀ mostrou que a maioria dos valores obtidos encontra-se dentro desse intervalo, excetuando-se apenas alguns poucos dados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Battre-Bahia Transferência e Tratamento de Resíduos S/A pelo apoio e parceria ao projeto de pesquisa e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pela concessão da bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, I. F. S.. Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos. 2008. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2008.
2. BAYARD, R., GACHET, C., ACHOUR, F., DE BRAUER, C., GOURDON, R.. Organic matter stabilization of sorted MSW under leachate recirculation. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005, Cagliari, Italy. Anais... Cagliari: CISA, 2005.
3. BOSCOV, M. E. G. Geomecânica dos resíduos sólidos urbanos. In: _____. Geotecnia Ambiental. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. cap. 2, p.31-62.
4. CARVALHO, M. F., MACHADO, S. L., NASCIMENTO, J. C. F., CALDAS, Á. S.. Procedimento simplificado para obtenção de parâmetros de geração de metano em regiões tropicais. In: XIV COBRAMSEG - Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e Engenharia Geotécnica, 2008, Búzios, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: COBRAMSEG, 2008.
5. DE ARAUJO MORAIS, J.. Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique em Installation de Stockage de Déchets (ISD). 2006. 219 f. Tese (Doutorado) - L' Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, Lyon, 2006.
6. HANSEN T.L., SCHMIDT J.E., ANGELIDAKI I., MARCA E., JANSEN J.C., MOSBAEK H., CHRISTENSEN, T. H.. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. Waste Management, v. 24, p.393-400, 2004.
7. HATFIELD, R. D., JUNG, H. J. G., RALPH, J., BUXTON, D. R., WEIMER, P. J.. A comparison of the insoluble residues produced by the Klason lignin and acid detergent lignin procedures. Journal of the Science of Food and Agriculture, v.65, p.51-58, 1994.
8. IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Intergovernmental Panel on Climate Change. Japan: IGES, 2006.
9. KELLY, R. J., SHEARER, B. D., KIM, J., GOLDSMITH, C. D., HATER, G. R., NOVAK, J. T.. Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. Waste Management, v.26, p.1349-1356, 2006.
10. LEFEBVRE, X., BUDA, A., GALTIER, L., BARINA, G., PUGLIERIN, L.. Assessment of the evolution of waste biodegradability with time and operation conditions. In: Proceedings Sardinia, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, 2003, Cagliari, Italy. Anais... Cagliari: CISA, 2003.
11. MACHADO, S. L., CARVALHO, M. de F., GOURC, J. P., VILAR, O. M., NASCIMENTO, J. C. F.. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. Waste Management, v.29, p.153-161, 2009.
12. MACIEL, F. J.. Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos. 2009. 333 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2009.
13. REINHART, D. Why wet landfills with leachate recirculation are effective, In: Geotechnical Especial Publication n° 53, ASCE, eds. Jeffrey Dunn e Udai Singh, pp 93-99. 1995.
14. ROHRS, L. H., FOURIE, A. B., MORRIS, J. F. W.. Gas Potential and the state of decay of MSW. In: Proceedings Sardinia. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, 2003, Cagliari, Italy. Anais... Cagliari: CISA, 2003.
15. USEPA - United States Environmental Protection Agency. A Guide for Methane Mitigation Projects. U. S., 1996.
16. USEPA - United States Environmental Protection Agency. Landfill Air Emissions Estimation Model (Version 2.01). U. S., 1998.
17. USEPA - United States Environmental Protection Agency. First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills. U. S., 2005.
18. VIGNERON, V., MAZEAS, L., BARINA, G., AUDIC, J. M., VASEL, J. L., BERNET, N., BOUCHEZ, T.. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a mass balance analysis. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005, Cagliari, Italy. Anais... Cagliari: CISA, 2005.
19. WANG, Y. S., BYRD, C. S., BARLAZ, M. A.. Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated samples using a biochemical methane potential assay. Journal of Industrial Microbiology, v.13, p.147-153, 1994.