

# GERAÇÃO DE METANO NO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO CENTRO, SALVADOR – BAHIA

Methane generation in the Metropolitan Centre Landfill, Salvador-Bahia

Átila Caldas Santos\*

Sandro Lemos Machado\*\*

Miriam de Fátima Carvalho\*\*\*

Júlio César Fialho do Nascimento\*\*\*\*

**RESUMO** – Este artigo apresenta um estudo acerca da geração de metano ( $\text{CH}_4$ ) nas células do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC), Salvador-BA. Parâmetros envolvidos no modelo de decaimento de primeira ordem, utilizados para simular o processo de perda de massa em ambiente anaeróbico e a geração de  $\text{CH}_4$  em aterros sanitários são mostrados. Resultados da caracterização de RSU obtidos em amostras coletadas no ASMC foram utilizados para previsão do potencial de geração de  $\text{CH}_4$ ,  $L_0$ , em resíduos novos. Amostras de RSU com diferentes idades (1 a 10 anos) foram utilizadas para obtenção do potencial de geração de  $\text{CH}_4$  remanescente  $L_0(t)$  e da constante relacionada à taxa de geração de  $\text{CH}_4$ ,  $k$ . Os parâmetros  $L_0$ ,  $L_0(t)$  e  $k$  também foram determinados por meio do ensaio do Potencial Bioquímico de Metano (BMP). Análises estatísticas para o  $L_0$  e para a previsão da geração de  $\text{CH}_4$  no ASMC foram realizadas, considerando um intervalo de confiança de 70%. A comparação entre os valores de produção de biogás previstos e obtidos em campo se mostraram satisfatórios, apesar de discrepâncias observadas em função de mudanças no procedimento operacional de campo.

**ABSTRACT** – This paper presents a study concerning the methane generation in the Metropolitan Centre Landfill, Salvador-BA. Values of the parameters used in the first-order decay method ( $L_0$  and  $k$ ) are presented. The results obtained in the tests performed on fresh samples of waste were used to estimate the waste methane generation potential,  $L_0$ , whereas samples with different ages were used to estimate the remaining methane generation potential  $L_0(t)$  and the value of the decay rate constant,  $k$ . The obtained values of  $L_0$  and  $k$  were used to predict the methane generation in the landfill. Experimental and predicted methane production values showed a good agreement, despite some discrepancies observed due to changes in the field operational procedures.

**PALAVRAS CHAVE** – Aterro sanitário, resíduos sólidos, metano.

## 1 – INTRODUÇÃO

Os Aterros Sanitários são ainda uma das formas mais atrativas de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). De acordo com Carvalho *et al.* (2008) o aterro sanitário é atualmente en-

---

\* Mestre em Engenharia Ambiental Urbana pela UFBA e pesquisador do GEOAMB.

E-mail: atilaeng@hotmail.com

\*\* Professor Associado I da Universidade Federal da Bahia (UFBA) e coordenador do Laboratório de Geotecnia Ambiental – GEOAMB. E-mail: smachado@ufba.br

\*\*\* Professora da Universidade Católica do Salvador (UCSal) e pesquisadora do GEOAMB. E-mail: miriam@ucsal.br

\*\*\*\* Professor da Universidade Federal do Recôncavo Baiano (UFRB) e pesquisador do GEOAMB. E-mail: fialhoeng@yahoo.com.br

carado 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 maiores concentrações metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), além de vapor d'água e traços de gases em menor concentração. Pela concepção atual, o aterro deixou de ser somente uma área para o 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, à geração do biogás para o aproveitamento energético (Boskov, 2008).

Visando ao aproveitamento energético e a comercialização de créditos de carbono, a estimativa de geração do biogás em aterros sanitários, principalmente do  $\text{CH}_4$ , é de fundamental importância. Para Boskov (2008), a estimativa da geração de biogás dos RSU, constitui-se em um novo e promissor campo de trabalho na engenharia. Devido à heterogeneidade dos diversos constituintes dos RSU, das suas características químicas e da intervenção de vários fatores na geração do biogás, percebe-se que a estimativa da geração de biogás não é tarefa fácil, havendo necessidade de se estabelecer valores mais confiáveis para as variáveis relacionadas ao processo de decomposição nos projetos de captação do  $\text{CH}_4$  para fins energéticos e comerciais.

Diferentes estratégias podem ser utilizadas para determinar os parâmetros de geração de gás, tais como o uso de modelos teóricos e estequiométricos, ensaios laboratoriais e ajustes de medidas de gás obtidos em aterros reais. Os modelos estequiométricos são baseados na composição física e química do resíduo, e têm como hipótese de cálculo a completa conversão da celulose e hemicelulose em  $\text{CH}_4$ . Desta forma os valores obtidos por estes modelos devem ser encarados como um potencial máximo de produção de  $\text{CH}_4$  (Machado *et al.*, 2009). Segundo USEPA (2005), deve-se utilizar fatores de biodegradabilidade baseados em diferentes cenários para ajustar o potencial teórico de  $\text{CH}_4$  aos valores reais de campo.

Talvez os métodos de cálculo mais difundidos para estimativa da geração de  $\text{CH}_4$  em aterros sanitários consistam em 3 modelos, sendo cada um deles recomendado por um determinado órgão internacional: Banco Mundial, Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) e IPCC, respectivamente. Na maioria dos casos utiliza-se o modelo de decaimento de primeira ordem, como uma primeira aproximação do processo de biodecomposição, conforme recomendado pela EPA (USEPA, 1996; 1998; 2005) e pelo IPCC (2006), visando a determinar a emissão de  $\text{CH}_4$  em aterros sanitários (Equação 1),

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

em que:  $q$  é a taxa específica de geração de  $\text{CH}_4$  ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{ano Mg-resíduo}$ ),  $L_0$  é o potencial de geração de  $\text{CH}_4$  ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-resíduo}$ ),  $k$  é a taxa de decaimento do processo ( $\text{ano}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo de disposição do resíduo (ano).

O valor de  $k$  pode ser afetado por inúmeros fatores relativos à composição do resíduo, às condições climáticas do local onde o aterro está implantado, características inerentes ao aterro, práticas de disposição dos resíduos, dentre outros, conforme mostrado no Quadro 1, proposto por IPCC (2006). Neste quadro, as maiores taxas de decaimento correspondem a  $k = 0,2 \text{ ano}^{-1}$  e associam-se a condições de umidade elevada e a presença de material com alta taxa de degradação, como exemplo os resíduos alimentares. As menores taxas de decaimento ( $k = 0,02 \text{ ano}^{-1}$ ) fazem referência a lugares secos e com presença de resíduos moderadamente degradáveis, tais como papéis e madeira.

Apesar dos modelos em uso e dos seus parâmetros terem sofrido ajustes e refinamentos ao longo dos anos, USEPA (2005) afirma que eles não são infalíveis e os modelos mais elaborados para simular os processos de biodegradação são muito complexos e com múltiplas variáveis, algumas de difícil obtenção. Neste sentido, continuam-se adaptando os modelos correntes, especialmente nos tópicos relativos aos parâmetros de previsão de geração do biogás, aquisição e validação de dados

de projetos. Além disso, a utilização de modelos mais simples permite a estimativa de parâmetros de fácil entendimento, que podem ser utilizados como dados preliminares em modelos mais elaborados para representação do processo de decomposição dos resíduos sólidos (Machado *et al.*, 2009).

**Quadro 1** – Valores de k sugeridos pelo IPCC (2006).

Tipo de resíduo		Boreal seco e Temperado		Boreal úmido e Temperado		Tropical seco		Tropical úmido	
		Padrão	Variação	Padrão	Variação	Padrão	Variação	Padrão	Variação
D.L	Papel/têxtil	0,04	0,03-0,05	0,06	0,05-0,07	0,045	0,04-0,06	0,070	0,06-0,09
	Madeira/palha	0,02	0,01-0,03	0,03	0,02-0,04	0,025	0,02-0,04	0,035	0,03-0,05
D.M	Outro orgânicos putrescíveis (exceto alimentos)/Lixo de jardim e parque	0,05	0,04-0,06	0,1	0,06-0,1	0,065	0,05-0,08	0,170	0,15-0,2
D.R	Resíduos alimentares/ lodo de esgoto	0,06	0,05-0,08	0,185	0,1-0,2	0,085	0,07-0,1	0,400	0,17-0,7
RSU	como um todo	0,05	0,04-0,06	0,09	0,08-0,1	0,065	0,05-0,08	0,170	0,15-0,2

D.L. - Degradam lentamente, D.M - Degradam moderadamente e D.R - Degradam rapidamente.

### 1.1 – Procedimento simplificado para estimativa do $L_0$ e do k (Machado *et al.*, 2009)

A Fração Biodegradável de um componente específico do resíduo (BF) pode ser obtida por meio do ensaio de BMP (potencial bioquímico de Metano) que quantifica o potencial de produção de  $CH_4$  por unidade de massa de RSU, em base seca (Lobo, 2003). A fração biodegradável pode ser calculada por meio da relação entre o valor do BMP e o valor previsto pelas equações estequiométricas (denominado de  $C_m$ ), assumindo-se a completa conversão do material orgânico em produtos gasosos.

Os valores de  $C_m$  sofrem variações de acordo com os componentes considerados. Não obstante, eles estão normalmente entre 400 a 500 L  $CH_4$ /kg-RSU seco. Segundo Barlaz *et al.* (1990), valores de  $C_m$  de 414,18 e 424,2 L  $CH_4$ /kg-seco podem ser considerados para a celulose e hemicelulose, respectivamente. Uma taxa de conversão de 750 a 900 L biogás/kg-RSU seco é apresentado por Tchobanoglous *et al.* (1993). Como a fração de  $CH_4$  usualmente varia entre 0,5 a 0,6, valores similares de  $C_m$  são previstos pelos dois autores. O Quadro 2, reproduzido de Lobo (2003), mostra valores de BF para diversos materiais constituintes do resíduo sugeridos por alguns autores.

O Quadro 3 apresenta valores de  $C_m$  previstos pela Equação 2 (Tchobanoglous *et al.*, 1993) para os diversos componentes dos resíduos. O valor de  $C_m$  para o resíduo como um todo pode ser calculado usando a Equação 3, em que a fração de cada componente em base seca (BS) é denominada de FR. A fração biodegradável do resíduo como um todo é denominada de  $BF_w$  e é obtida por meio da Equação 4.

$$C_a H_b O_c N_d + \frac{[4a - b - 2c + 3d] \cdot H_2O}{4} \rightarrow \frac{[4a + b - 2c - 3d] \cdot CH_4}{8} + \frac{[4a - b + 2c + 3d] \cdot CO_2}{8} + d \cdot NH_3 \quad (2)$$

**Quadro 2** – Valores de BF sugeridos na literatura.

Autor	BF				
	Papel e Papelão	Resíduos Alimentares	Resíduos de Jardim	Madeira	Têxtil
Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993) e Bonori <i>et al.</i> (2001)	0,40	0,58	0,45	0,61	0,40
Barlaz <i>et al.</i> (1997)	0,19 – 0,56	0,70	0,34-0,70	0,14	–
Harries <i>et al.</i> (2001)	0,30 – 0,44	–	0,20-0,51	0,30-0,33	0,17-0,25
Lobo (2003)	0,40 – 0,41	0,64	0,35	0,17	0,32

Fonte: Modificado de Lobo (2003)

**Quadro 3** – Geração de metano ( $C_m$ ) e o consumo de água de acordo com a Equação 2.

Componente orgânico do resíduo	$C_m$ m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /seco-Mg	Consumo de H <sub>2</sub> O H <sub>2</sub> O kg/seco-kg
Resíduos alimentares	505,01	0,26
Papel	418,51	0,20
Papelão	438,70	0,16
Têxtil	573,87	0,41
Couro	759,58	0,64
Resíduos de jardim	481,72	0,28
Madeira	484,94	0,24

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1993)

$$C_m = \frac{\sum_{i=1}^n BF_i \cdot \%FR_i \cdot C_{mi}}{BF_w} \quad (3)$$

$$BF_w = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot \%FR_i \quad (4)$$

Conhecendo-se os valores de  $BF_w$  e  $C_m$ , pode-se utilizar a Equação 5 para calcular o  $L_0$ .

$$L_0 = \frac{BF_w \cdot C_m}{1 + w} \quad (5)$$

Machado *et al.* (2009), sugerem a utilização da Equação 6 para calcular a fração biodegradável remanescente do resíduo ( $BF_w(t)$ ) em amostras de resíduos de diferentes tempos de aterramento.

Emprega-se nesta equação uma relação entre o conteúdo de Sólidos Voláteis no RSU em determinado instante,  $VS(t)$ , e o valor do VS inicial,  $VS_0$ , para correção da fração biodegradável de cada componente com o tempo.

$$BF_w(t) = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot \%FR_i \cdot \left[ \frac{VS(t)}{VS_0} \right]_i \quad (6)$$

Para obtenção do valor de  $k$ , Machado *et al.* (2009) recomendam utilizar a Equação 7, proveniente do modelo de decaimento de primeira ordem, fazendo uso dos valores de  $L_0$  remanescentes,  $L_0(t)$ , obtidos em amostras de resíduos de diferentes tempos de aterramento.

$$\frac{L_0(t)}{L_0} = e^{-k \cdot t} \quad (7)$$

## 1.2 – Ensaios para a determinação do Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

Segundo Harries *et al.* (2001), testes laboratoriais que quantificam o  $CH_4$  produzido durante a decomposição de RSU são conhecidos como ensaios de BMP, e estes têm sido muito utilizados por especialistas em pesquisas de laboratório. De Araújo Moraes (2006) afirma que o teste do BMP foi originalmente desenvolvido para estimar a biodegradabilidade de efluentes, embora possa ser adaptado para determinar a biodegradabilidade anaeróbia da matéria orgânica contida em amostras de RSU quando colocadas em meio de cultura com nutrientes que permitam o desenvolvimento de uma população de microrganismos anaeróbios.

O BMP é medido utilizando-se de métodos diversos, tendo como abordagem básica a incubação anaeróbia de pequena quantidade de resíduo em conjunto com um inóculo, e, em seguida, medindo-se simultaneamente o volume de biogás e a sua composição (Hansen *et al.* 2004). Os diversos trabalhos publicados na literatura apresentam variações significativas em relação aos métodos empregados nos ensaios de BMP, em termos da escolha da amostra, inóculo utilizado, técnica de medição dos gases e incubação dos digestores (Palmisano e Barlaz, 1996).

A definição de um protocolo padrão para o ensaio do BMP é um desafio, na medida em que o processo de digestão anaeróbia pode ser entendido como um sistema altamente complexo e dinâmico, em que em termos microbiológicos os aspectos bioquímicos e físico-químicos estão intimamente relacionados (Angelidaki *et al.* 2009).

Alves (2008), citando Chen *et al.* (1995), relata que os resultados de diversos trabalhos utilizando ensaios de BMP como ferramenta para avaliação do potencial de geração de biogás são apresentados em função do conteúdo de sólidos voláteis, quantidade de resíduos ou em termos de BS. Segundo os autores esse fato demonstra a não-padronização para os ensaios e a variabilidade na apresentação dos resultados obtidos, sendo necessária muita atenção na comparação dos dados obtidos por diferentes autores.

Alguns resultados do potencial de geração de biogás ou de  $CH_4$  obtidos por meio de ensaios de BMP são mostrados no Quadro 4, que traz informações sobre o tipo de resíduo sólido analisado, temperatura de execução dos experimentos e idade do material, além de ilustrar a falta de padronização para publicação dos resultados.

Este trabalho apresenta estimativas de valores de  $L_0$  e  $k$  para os resíduos do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC) baseadas em resultados de ensaios de BMP realizados em laboratório e em resultados de ensaios de caracterização de diversas amostras de RSU, de diferentes idades. Os resultados obtidos são comparados com as produções de biogás de cada célula e do aterro sanitário como um todo, tentando-se relacionar as diferenças observadas nos valores de produção de  $CH_4$  com as diferenças observadas na operação do aterro em campo.

**Quadro 4** – Resultados do potencial de geração de biogás e/ou CH<sub>4</sub> obtidos por meio de ensaios de BMP.

<b>Autores</b>	<b>Resíduos sólidos utilizados</b>	<b>Idade (anos)</b>	<b>Temperatura do ensaio (°C)</b>	<b>Potencial de geração</b>
Bogner e Spokas (1993)	RSU	–	35	0,010-0,027 M <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg MS
Wang <i>et al.</i> (1994)	RSU	7	–	13,6 mL CH <sub>4</sub> /g
Wang <i>et al.</i> (1997)	Resíduos alimentares	0	40	300,7 mL CH <sub>4</sub> /g MS
Vazoller <i>et al.</i> (2001)	RSU	1	35	85,1-97,8 mL CH <sub>4</sub> /kg STV
Hansen <i>et al.</i> (2004)	Orgânicos	0	55	495 mL CH <sub>4</sub> /g SV
Davidsson <i>et al.</i> (2007)	Orgânicos	0	55	300-400 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton SV
Behera <i>et al.</i> (2010)	Restos de alimentos	0	25 - 30	0,272-0,294 L CH <sub>4</sub> /g SV
Tolaymat <i>et al.</i> (2010)	RSU	0	–	40 ± 4,5 a 58,2 ± 9,3 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /Mg RSU úmido

## 2 – MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 – Área de estudo

O ASMC (Figura 1) está localizado na cidade do Salvador, na Bahia, a 10 km do Aeroporto Internacional da cidade e atende a algumas cidades da Região Metropolitana da Capital Baiana. Esse aterro reúne características de uma unidade de disposição final de RSU localizada em uma região de clima tropical, o qual possibilita a obtenção de parâmetros de geração de CH<sub>4</sub> para boa parte da realidade brasileira, principalmente para a região Nordeste do País. O ASMC recebe cerca de 2500 toneladas de RSU por dia, oriundos dos municípios de Lauro de Freitas, Salvador e Simões Filho, sendo cerca de 1500 toneladas provenientes da Estação de Transbordo de Salvador. Os RSU encaminhados para o ASMC são de origem domiciliar, comercial, varrição de praias, feiras livres, capinação e podas de jardins.



**Fig. 1** – Vista aérea do Aterro Sanitário Metropolitano Centro.

## 2.2 – Análises Experimentais

Para determinação do  $L_0$  e do  $k$  para os RSU do ASMC realizaram-se dois procedimentos laboratoriais, sendo o primeiro executado com base na caracterização dos RSU e o segundo realizado por meio do ensaio de BMP, os quais são descritos na sequência.

### 2.2.1. – Caracterização dos RSU

A caracterização dos RSU correspondeu à determinação da composição gravimétrica do resíduo por meio da separação manual dos seus constituintes, determinação do seu teor de umidade ( $w$ ) global e do teor de umidade dos seus constituintes e do conteúdo de Sólidos Totais Voláteis (STV), esse último utilizado como indicador da quantidade de matéria orgânica presente na fração pastosa dos RSU. O termo fração pastosa é empregado aqui para designar os materiais orgânicos facilmente degradáveis (frutas, verduras, restos de alimentos) e moderadamente degradáveis (folhas), bem como aqueles que não podem ser identificados ou não são possíveis de serem inseridos em outras categorias.

#### 2.2.1.1. – Coleta dos RSU

Quinze amostras de RSU novo (RN) foram coletadas na frente de lançamento de RSU no ASMC, em diferentes épocas, separando-se o material de duas carretas provenientes da Estação de Transbordo de Salvador. No instante da descarga do RSU no aterro coletou-se cerca de 400 litros (100 kg) de resíduos de cada carreta com auxílio de uma escavadeira. Em seguida os resíduos foram dispostos sobre uma manta plástica, procedendo-se a homogeneização e quarteamento do material, até a obtenção de duas amostras representativas. Uma amostra de 60 kg foi utilizada para caracterização dos RSU e a outra com cerca de 15 kg foi utilizada para determinação do teor de umidade global. Para os RN coletados no mês de março de 2010, além das duas amostras habituais, coletou-se também uma amostra com cerca de 15 kg para realização do ensaio de BMP.

Após a coleta de RSU, realizou-se a separação manual e a secagem dos componentes dos RN ainda no laboratório de campo localizado no próprio aterro. Os diversos componentes foram segregados e adequadamente acondicionados para evitar alteração no teor de umidade e em seguida todo material foi pesado separadamente.

Amostras de RSU de diferentes idades (RV) (C1, C2, C3, C4, C5, C6 e C7) foram coletadas em cavas abertas por meio de escavadeira no aterro. A amostra C1 (tempo de aterramento de 4 anos) foi obtida por meio de abertura manual de cava no ano de 2003. A coleta em cava inicialmente foi realizada com a limpeza da área e em seguida, executou-se a remoção da camada de solo de recobrimento do local, com auxílio de escavadeira até o surgimento de sinais da camada de resíduo. A superfície superior da camada foi então regularizada, procedendo-se a retirada dos RV. A coleta das outras 6 amostras de RV foi realizada no ano de 2007, utilizando-se de procedimento semelhante.

Por meio da utilização de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro para a instalação de novos piezômetros no aterro, outras amostras de RV foram coletadas em 2010 no ASMC, totalizando 37 amostragens (T2 a T38) que foram obtidas em perfurações em diferentes profundidades das células de disposição. A profundidade máxima de perfuração foi limitada em 30 m para evitar possíveis danos no revestimento de fundo das células. O tempo desde o aterramento (idade) de cada amostra foi obtido por intermédio de consultas aos registros do aterro e a plantas com a evolução da topografia da área.

De forma a ilustrar as coletas das amostras de RSU, apresenta-se na Figura 2 o processo de coleta de amostras de RN e de RV obtidas em carretas e por meio de cavas e perfurações, respectivamente.





**Fig. 2** – a) Coleta de RN; b) Coleta de RV em cavas; c) Coleta de RV em perfurações a trado.

#### *2.2.1.2. – Determinação do teor de umidade*

A determinação do teor de umidade foi realizada de duas maneiras: a) por meio da amostra de 15 kg coletada para essa finalidade, nesse caso correspondendo à umidade global dos RSU; b) por meio da quantificação da umidade de cada componente utilizado na determinação da composição gravimétrica. A secagem dos materiais ocorreu em estufa a uma temperatura de 70°C até a constância da massa. O teor de umidade foi determinado em base seca (BS) e em base úmida (BW). A menos especificado em contrário, o termo umidade se referirá ao teor de umidade em base seca, como habitualmente adotado em geotecnia.

#### *2.2.1.3. – Determinação da composição gravimétrica*

A separação dos componentes dos RSU foi efetuada no laboratório de campo, imediatamente após a coleta. Os constituintes dos RSU foram segregados e classificados em 9 categorias: madeira, papel/papelão, têxtil, plástico, borracha, vidro, pedra/cerâmica, metal e fração pastosa. Para o caso dos RV, devido a uma maior dificuldade na identificação dos constituintes, foram empregadas somente 4 categorias para separação dos constituintes do RSU: papel/papelão, madeira, inertes e fração pastosa. A categoria dos inertes corresponde aos materiais que não apresentam potencial significativo de geração de biogás, a exemplo de plástico, borracha, metal, vidro, pedra/cerâmica e isopor.

Posteriormente à separação, procedeu-se a pesagem da massa úmida de cada componente, seguindo-se com a secagem em estufa a 70°C, a qual permitiu obter a massa de água presente e a massa seca de cada componente. Essa técnica permitiu obter os valores de umidade de cada componente, além de permitir a obtenção da composição gravimétrica do RSU em bases seca e úmida.

#### *2.2.1.4. – Determinação do teor de Sólidos Totais Voláteis*

Para a determinação do STV, a fração pastosa já seca foi triturada (obtenção de partículas menores que 0,071 mm) com a finalidade de aumentar a superfície específica e facilitar a obtenção de amostras representativas para o ensaio. Para a realização do ensaio utilizou-se cerca de 25 g de fração pastosa previamente seca em cadinhos de porcelana e levou-se o conjunto à estufa a 70°C por uma hora. A calcinação foi realizada em mufla a  $600 \pm 5^\circ\text{C}$  por 2 h. O percentual de STV foi então determinado pela diferença entre a massa da amostra após secagem na estufa (material inerte + não inerte) e na mufla (material inerte).

#### *2.2.2. – Determinação do Potencial Bioquímico de Metano*

Os equipamentos utilizados nos ensaios de BMP correspondem a um triturador de resíduos orgânicos para redução do tamanho das partículas dos RSU, um transdutor de pressão acoplado a



uma agulha metálica e a um equipamento digital para leitura da pressão de biogás no interior do biodigestor, frasco de vidro em borossilicato (digestor) de 2000 mL com tampa plástica e ramificação lateral para penetração da agulha do transdutor de pressão, cilindro de gás  $N_2$  para a substituição do ar atmosférico por  $N_2$  nos digestores e monitor de fluxo e composição de gases portátil GEMIM 2000 com precisão de 0,5 a  $\pm 1$  na aferição volumétrica para determinação da composição do biogás nos biodigestores.

Para acelerar a decomposição dos RSU, utilizou-se em cada digestor 200 mL de lixiviado coletado em lagoas de armazenamento no ASMC que recebem contribuição dos lixiviados de todas as células do ASMC. Para cada série de ensaio um biorreator foi utilizado contendo somente o lixiviado de forma a poder se avaliar a contribuição do mesmo nos valores de biogás gerado nos reatores contendo lixiviado + solo. A sequência das atividades para realização dos ensaios de BMP é ilustrada na Figura 3.



**Fig. 3** – Realização dos ensaios de BMP. a) Trituração e homogeneização; b) Amostra de RSU; c) Disposição das amostras nos reatores; d) Acondicionamento dos reatores (38 – 40°C); e) Medida da pressão de gás nos reatores; f) Medida da composição do biogás.

Para a obtenção de um ambiente térmico adequado na câmara dos reatores foram utilizados blocos de cimento revestidos com isopor. O aquecimento e controle da temperatura do ambiente interno foi feito por duas lâmpadas incandescentes de 100 Watts cada controladas por um termostato.

### 2.3 – Análise da geração de metano no ASMC

A Equação 7 foi empregada no ajuste (pelo método dos mínimos quadrados) dos valores de  $L_0$  calculados para as amostras de RSU de diferentes idades, permitindo a obtenção de um potencial de geração de  $CH_4$  médio e de um desvio padrão ( $\sigma_y$ ) dos valores de  $L_0$  previstos pela equação. O ajuste realizado permitiu também a obtenção do melhor valor de  $k$  para as amostras de RSU estudadas.

Obtidos os valores de  $L_0$  e  $k$ , estes foram utilizados na previsão da geração de  $CH_4$  no ASMC, considerando um intervalo de confiança (I.C.) de 70% e o uso da Equação 8. Diferentes cenários foram considerados: para cada célula do aterro e considerando o aterro como um todo. Para a efetuação das previsões de geração de  $CH_4$  a quantidade de RSU dispostos mensalmente em cada célula do aterro, fornecida pela equipe do ASMC, foi empregada. As emissões fugitivas foram consideradas como 5%, em conformidade com o trabalho de Britto (2006), que considerou a evolução da área coberta do aterro com o tempo e a instalação de drenos superficiais entre o RSU e a camada de cobertura (ver também Machado *et al.*, 2009). Conforme se verá adiante, esta hipótese deve ter se afastado da realidade durante certos períodos de operação do aterro.

$$Q_j = \sum_{i=1}^n L_o \cdot k \cdot e^{-k \cdot t_i} \cdot \Delta m_i \quad (8)$$

em que:  $Q$  é a produção de  $CH_4$  prevista para o aterro  $m^3 CH_4/ano$ ,  $\Delta m_i$  (Mg RSU) corresponde ao montante mensal de RSU depositado no aterro e  $t_i$  corresponde à diferença entre a data da realização da previsão e a data média de operação de cada mês.

Os valores obtidos da modelagem da produção de biogás foram comparados com as leituras diárias na estação de captação do biogás produzido nas células de disposição final de RSU e em drenos de gases espalhados pelas diversas células, disponibilizados pela equipe do ASMC, levando-se em conta o período de março de 2004 até outubro de 2010. Dado ao grande número de dados disponíveis, a análise da geração de  $CH_4$  foi realizada apenas para o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), ou seja, utilizando os parâmetros  $C_m$  e BF.

### 3 – RESULTADOS

#### 3.1 – Caracterização dos resíduos sólidos urbanos

Os teores de umidade (BS) de cada componente para as diferentes amostragens de RN e os valores médios obtidos por componente são apresentados na Figura 4. De acordo com essa figura, observa-se uma grande variabilidade no teor de umidade dos componentes. Os constituintes, vidro, pedra/cerâmica, metal e borracha apresentaram os menores teores de umidade, por conta de possuírem baixa capacidade de absorção de água, enquanto que têxtil, papel/papelão e a fração pastosa apresentaram altos teores de umidade (geralmente acima de 100%), o que é justificável pela sua maior capacidade de retenção de líquidos.

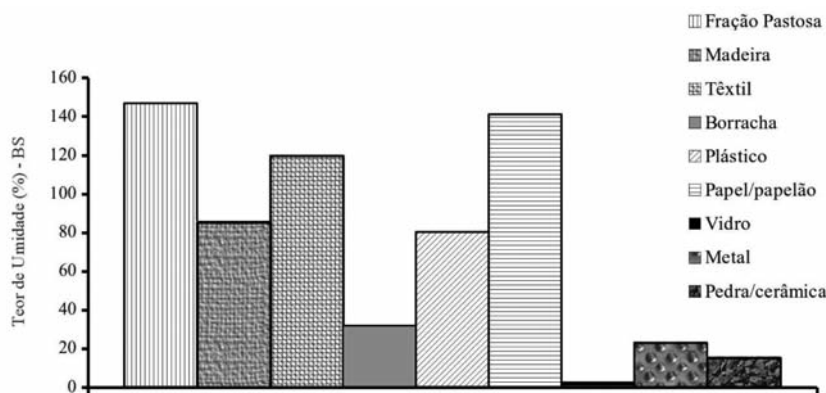


Fig. 4 – Teor de umidade (BS) de cada componente dos RN coletados em diferentes datas.

A Figura 5 apresenta os valores médios dos teores de umidade global em BS e em BW para os RN. Esses resultados mostram considerável variação nos teores de umidade para algumas amostragens. Ao se comparar os valores obtidos com e sem separação dos componentes, a não ser para as amostras coletadas em 09/05, 03/10 e 09/10, contudo, as diferenças obtidas entre os valores de umidade nas duas formas de quantificação são similares. Considerando-se os valores de umidade em BS, em que há uma maior discrepância nos valores obtidos ao longo do tempo e também entre as duas metodologias, o valor médio de umidade obtido com separação dos componentes do RSU foi 8% superior ao valor encontrado para a umidade global, variando em um intervalo de 68% a 138%. Considerando-se os valores obtidos para a umidade em BW, os valores de umidade obtidos com separação dos componentes foram em média 3% superiores aos valores de umidade global, variando em um intervalo de 83% a 117%.

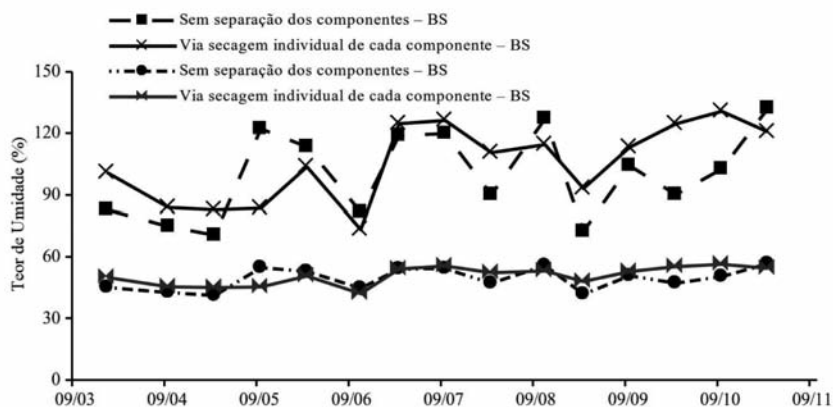


Fig. 5 – Teor de umidade global médio em BS e BW para os RN estudados.

O teor de umidade global médio (100% em BS) com que os RSU chegam ao ASMC é inferior ao resultado obtido por Maciel (2009) para o Aterro da Muribeca, Recife-PE que é de 126%, porém é superior aos resultados obtidos em três períodos distintos por Alves (2008) para esse mesmo aterro (67, 77 e 80%), o que demonstra a variabilidade do resíduo de cada local, embora as cidades apresentem condições climáticas parecidas. Siegel *et al.* (1990) encontraram valores de umidade entre 10 e 45 % para resíduos do aterro de Monterey Park, Califórnia. Já Gifford *et al.* (1990) apresentaram valores entre 14 e 68%, para resíduos do aterro de Albany, New York. Estudos executados em aterros de resíduos sólidos municipais dos Estados Unidos por Tchobanoglous *et al.* (1993) mostraram que o teor de umidade do RSU, usualmente, varia entre 15% a 40%, com um valor típico de aproximadamente 25%, em que a evapotranspiração excede a precipitação. Pode-se observar destes últimos resultados a tendência de obtenção de valores de umidade mais elevados em regiões de clima tropical em comparação a regiões de clima temperado.

O Quadro 5 mostra o teor de umidade em BS de cada componente dos RSU aterrados coletados por meio de abertura de cavas e de trado helicoidal. Vale destacar desse quadro que o componente papel/papelão, coletados em cavas, apresentou teor de umidade maior que o teor médio obtido em amostras de RN (134,25%, vide Figura 4), à exceção do resíduo da cava C4 que apresentou resultado inferior a média dos RN. De forma a facilitar a análise dos dados, a Figura 6 apresenta o teor de umidade em BS por faixa de idade de cada componente dos RV.

Observa-se do Quadro 5 que a fração pastosa, à exceção da T12, apresentou para todas as cavas e tradagens teor de umidade inferior ao normalmente obtido para RN (143,79%, vide Figura 4), o que sugere tendência de redução de umidade com o aterramento dos resíduos para esse compo-

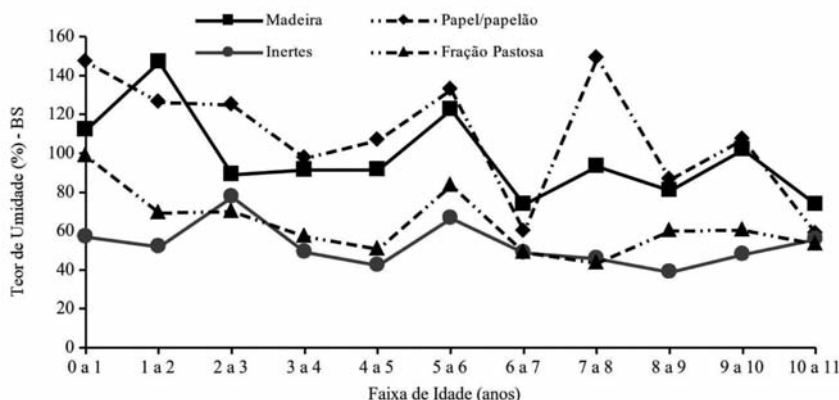
nente. Isto pode sugerir que, mesmo em regiões de clima tropical, o teor de umidade do RSU pode vir a decrescer em um nível suficiente para provocar prejuízos na geração de biogás. Destaca-se ainda que a fração pastosa dos RV acaba por conter porções de plástico, papel e de outros componentes que não são passíveis 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.

**Quadro 5** – Teor de umidade em BS de cada componente dos RV.

Identificação		Teor de umidade (%) Base seca (BS)				Identificação		Teor de umidade (%) Base seca (BS)			
Amostra	Idade (anos)	Madeira	Papel papelão	Inertes	Fração pastosa	Amostra	Idade (anos)	Madeira	Papel papelão	Inertes	Fração pastosa
T1	1,00	—	—	—	—	T17	2,49	84,85	142,86	54,44	44,05
T2	2,00	88,28	69,20	83,03	66,47	T18	2,58	64,83	106,22	238,98	33,21
C7	3,92	126,70	136,57	62,62	76,15	T19	2,66	55,28	95,95	28,46	39,08
C1	4,00	—	—	—	—	T20	3,41	78,74	85,87	23,14	47,94
T3	4,23	153,13	113,71	36,31	45,66	T21	3,58	81,42	93,75	54,33	39,65
T5	4,32	91,30	134,10	42,46	57,50	T22	3,83	58,29	64,00	46,44	45,56
C6	4,42	97,70	135,70	50,52	63,56	T23	1,33	147,65	198,67	51,78	98,64
C4	5,50	119,74	126,26	60,62	84,42	T24	1,50	90,85	97,14	29,57	35,33
T6	6,15	84,59	66,89	70,25	65,02	T25	1,66	93,06	150,64	49,75	72,03
T7	6,26	73,46	27,59	31,39	34,56	T26	0,76	104,66	134,29	75,38	86,68
T4	6,32	63,64	85,71	45,31	48,16	T27	0,93	145,65	198,28	71,27	143,70
C3	7,84	111,68	149,75	51,64	63,12	T28	2,01	123,94	181,33	86,88	127,14
C2	8,76	—	—	17,03	71,68	T29	2,60	81,69	112,94	52,88	54,89
C5	9,09	121,22	149,17	49,67	70,87	T30	4,36	93,37	115,93	39,09	49,41
T8	0,70	86,44	109,19	24,95	66,10	T31	4,44	59,76	65,46	37,29	42,47
T9	1,36	123,93	136,96	51,90	87,33	T32	4,53	83,89	105,00	49,57	55,80
T10	1,62	310,77	46,94	40,80	47,51	T33	4,53	62,69	78,45	—	42,27
T11	1,86	116,67	128,42	88,91	76,48	T34	5,56	125,60	139,63	72,86	82,92
T12	2,03	135,59	231,25	76,10	160,83	T35	9,94	82,97	65,48	46,60	50,47
T13	2,19	64,79	95,59	27,54	43,05	T36	10,11	73,80	58,82	56,02	53,45
T14	2,27	97,04	103,57	73,83	104,98	T37	7,83	75,19	148,53	40,38	24,29
T15	2,29	96,10	111,76	55,26	29,02	T38	8,66	81,02	86,67	61,02	48,91
T16	3,95	112,55	108,24	60,12	77,92						

No Quadro 6 apresentam-se os teores de umidade global médios para os resíduos aterrados obtidos em cavas e em tradagens. Estes valores são superiores aos valores apresentados por Alves (2008) para amostras de RSU de 7 anos de aterramento, coletada 3 m abaixo da camada de cobertura, em Recife-PE, o que possivelmente confere aos resíduos da capital baiana uma condição de anaerobiose mais favorável que a do local comparado. Para o favorecimento do processo da anaerobiose, Bidone e Povinelli (1999) recomendam valores de umidade na faixa de 40 a 70%.

Medidas feitas por Gabr e Valero (1995) no Aterro de Pioneer Crossing, Pennsylvania (USA) mostraram um aumento do teor de umidade com a profundidade, o qual varia de cerca de 30%, próximo da superfície, até 130% para maiores profundidades. Comportamento oposto foi obtido



**Fig. 6** – Teor de umidade em BS por faixa de idade de cada componente dos RV.

por Coumoulos *et al.* (1995), para o Aterro de Ano Liossia em Atenas (Grécia). De acordo com Coumoulos *et al.* (1995), o teor de umidade decresce com a profundidade, variando de 80% para 5 metros de profundidade, até cerca de 40% para profundidade de 30 metros. Observa-se do Quadro 6 que os valores apresentados para as amostras de RV tendem a ser inferiores aos valores de umidade obtidos para as amostras de RN. Ao menos para regiões com a cobertura finalizada, parece haver uma tendência de perda de água do resíduo após o seu aterramento. De todas as tradagens efetuadas as exceções a este comportamento foram apenas as tradagens T1, T11, T14, T27, T28 e T29 que apresentaram valores elevados de umidade global.

A Figura 7 apresenta a composição gravimétrica média obtida para os diferentes componentes em BS dos RN coletados em diferentes períodos no ASMC. Os inertes (pedra/cerâmica, metal, têxtil, borracha, plástico e vidro) foram agrupados em uma curva de forma a melhor facilitar a interpretação dessa figura. Destaca-se dessa figura que a fração pastosa, componente que tem maior contribuição na geração de biogás no aterro, apresentou percentagem de ocorrência superior ao dos componentes papel/papelão e madeira (que também contribuem para a geração do biogás) em todas as amostragens realizadas.

O Quadro 7 apresenta a composição gravimétrica (BS) dos RV coletados por meio de cavas e de tradagens realizadas no ASMC. Apesar da dispersão dos resultados obtidos pode-se notar uma tendência na redução do teor de papel/papelão ao longo do tempo de aterramento, bem como um aumento no teor de inertes conforme a estabilização dos RSU. Em relação à fração pastosa, percebe-se que muitos RV apresentaram elevado teor desse componente, porcentagens até superiores as encontradas para RN. Ressalta-se aqui que isso se dá possivelmente por conta da incorporação de materiais de difícil separação na fração pastosa, dificuldade encontrada também para o papel/papelão que depois de algum tempo de aterramento torna-se em parte muito difícil de ser visualmente identificado e separado. Uma síntese dos dados apresentados no Quadro 7 é mostrada na Figura 8 que apresenta a composição gravimétrica por faixa de idade dos RV coletados por meio de abertura manual de cavas e tradagens, em BS.

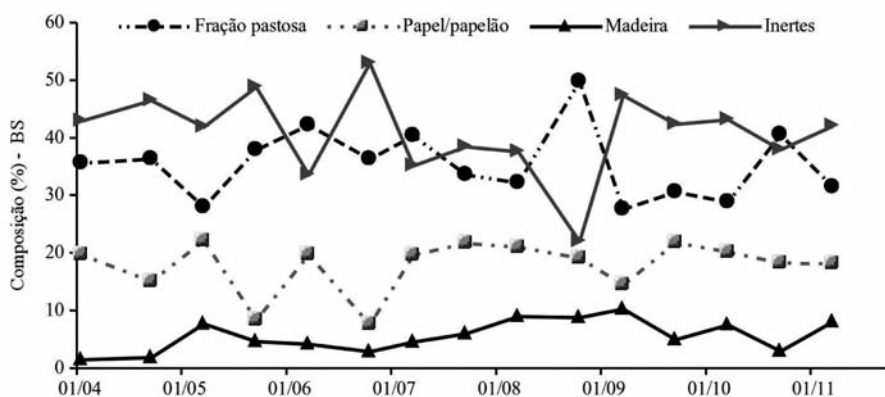
Os teores de STV e os valores de  $L_0$ , obtidos para as diversas amostras de RN são mostrados na Figura 9, bem como o percentual de Matéria Orgânica (MO) da fração pastosa do resíduo. A MO foi obtida multiplicando-se o percentual de ocorrência da fração pastosa na amostra pelo seu STV. Comparando-se os resultados de STV apresentados na Figura 9 com os resultados obtidos por Alves (2008) para 3 amostras de RN (49,2, 56,9 e 46,9%) do Aterro da Muribeca, percebe-se que os resultados de Alves (2008) se encontram na mesma faixa de valores do STV dos RSU de Salvador (43,15 a 69,84%). Kelly *et al.* (2006) obtiveram STV variando entre 8 a 90% para resíduos com tempo de aterramento de 0 a 11 anos, o que indica uma grande oscilação nos resultados de STV ao longo do tempo de aterramento dos resíduos.

**Quadro 6** – Teor de umidade global em BS e BW para os RV.

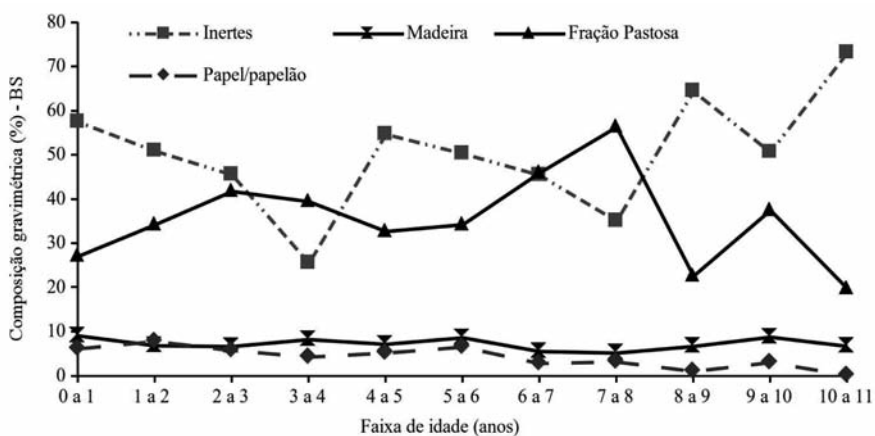
Identificação		Umidade do RSU em base seca (BS, %)		Umidade do RSU (BW, %)	Identificação		Umidade do RSU em base seca (BS, %)		Umidade do RSU (BW, %)
Amostra	Idade (anos)	Resíduo como coletado	Secagem individual de cada constituinte		Amostra	Idade (anos)	Resíduo como coletado	Secagem individual de cada constituinte	
<sup>a</sup> T1	1,00	176,10	–	63,78	T17	2,49	72,39	56,41	41,99
T2	2,00	–	76,22	43,25	T18	2,58	34,95	75,28	25,90
<sup>c</sup> C7	3,92	85,22	79,71	46,01	T19	2,66	41,14	39,50	29,15
<sup>a,c</sup> C1	4,00	90,18	–	–	T20	3,41	52,76	44,72	34,54
T3	4,23	37,18	52,00	27,10	T21	3,58	47,46	47,34	32,18
T5	4,32	51,64	57,68	34,06	T22	3,83	46,01	46,60	31,51
<sup>c</sup> C6	4,42	57,06	63,92	36,33	T23	1,33	49,67	73,67	33,19
<sup>c</sup> C4	5,50	70,27	77,39	41,27	T24	1,50	45,02	38,11	31,05
T6	6,15	58,72	67,16	37,00	T25	1,66	70,48	66,80	41,34
T7	6,26	42,73	36,05	29,94	T26	0,76	99,91	80,35	49,98
T4	6,32	54,00	47,45	35,07	T27	0,93	162,88	99,31	61,96
<sup>c</sup> C3	7,84	70,12	65,98	41,22	T28	2,01	132,33	109,27	56,96
<sup>c</sup> C2	8,76	69,46	<sup>b</sup> 39,21	40,97	T29	2,60	102,46	55,35	50,61
<sup>c</sup> C5	9,09	63,70	68,84	38,91	T30	4,36	57,65	53,07	36,57
T8	0,70	67,95	59,96	40,46	T31	4,44	56,98	41,46	36,30
T9	1,36	81,60	83,31	44,93	T32	4,53	80,95	55,42	44,74
T10	1,62	56,16	54,84	35,96	T33	4,53	74,45	–	42,68
T11	1,86	141,50	88,92	58,59	T34	5,56	89,27	84,48	47,17
T12	2,03	–	103,78	–	T35	9,94	41,08	51,35	29,12
T13	2,19	51,60	38,49	34,04	T36	10,11	53,01	56,72	34,65
T14	2,27	129,58	87,57	56,44	T37	7,83	28,31	29,79	22,06
T15	2,29	69,02	47,80	40,83	T38	8,66	67,41	59,91	40,27
T16	3,95	90,25	74,06	47,44					

<sup>a</sup>Obtida por meio da abertura manual de cava em 2003. <sup>b</sup>A grande diferença encontrada sugere provável perda de água dos componentes após a coleta. <sup>c</sup>Machado *et al.* (2008).





**Fig. 7** – Composição gravimétrica média dos RN coletados em diferentes épocas, em BS.



**Fig. 8** – Composição gravimétrica por faixa de idade dos RV coletados por meio de abertura manual de cavas e tradagens, em BS.

**Quadro 7** – Composição gravimétrica dos RV coletados por meio de abertura manual de cavas e tradagens, em base seca (BS).

Identificação		Porcentagem de ocorrência (%)				Identificação		Porcentagem de ocorrência (%)			
Amostra	Idade (anos)	Inertes	Papel papelão	Madeira	Fração pastosa	Amostra	Idade (anos)	Inertes	Papel papelão	Madeira	Fração pastosa
T1	1,00	41,45	4,22	8,15	46,18	T17	2,49	48,72	5,80	3,83	41,65
T2	2,00	49,78	1,35	6,76	42,11	T18	2,58	18,39	3,54	5,41	72,66
C7	3,92	66,41	5,60	18,12	9,87	T19	2,66	28,18	5,07	3,30	63,45
C1	4,00	38,93	5,20	5,67	50,20	T20	3,41	34,58	10,79	4,10	50,52
T3	4,23	53,53	9,42	4,59	32,46	T21	3,58	36,26	0,81	4,62	58,31
T5	4,32	57,09	7,68	8,54	26,70	T22	3,83	51,35	1,44	2,52	44,70
C6	4,42	57,08	3,65	15,23	24,05	T23	1,33	75,51	3,53	14,04	6,92
C4	5,00	59,49	9,74	8,65	22,11	T24	1,50	43,15	4,93	4,00	47,92
T6	6,15	26,16	5,91	3,37	64,56	T25	1,66	45,32	4,75	5,39	44,53
T7	6,26	34,90	1,55	6,95	56,60	T26	0,76	73,23	1,80	6,06	18,91
T4	6,32	75,38	1,15	6,52	16,95	T27	0,93	65,17	4,88	7,75	22,20
C3	7,84	50,54	6,05	7,04	36,37	T28	2,01	47,70	2,82	6,20	43,28
C2	8,76	59,42		40,58		T29	2,60	83,15	1,71	4,28	10,46
C5	9,09	52,54	5,52	9,51	32,42	T30	4,36	52,79	6,21	11,32	29,68
T8	0,70	34,15	11,94	13,63	40,29	T31	4,44	57,63	5,32	4,35	32,70
T9	1,36	35,20	12,07	3,71	49,02	T32	4,53	52,57	3,30	4,52	39,60
T10	1,62	49,68	23,85	4,77	21,71	T33	4,53	68,37	1,25	3,62	26,76
T11	1,86	66,26	1,70	8,26	23,79	T34	5,56	41,26	3,46	8,78	46,50
T12	2,03	18,61	30,06	24,78	26,55	T35	9,94	48,82	0,67	8,20	42,70
T13	2,19	52,87	4,88	4,98	37,27	T36	10,11	73,19	0,21	6,77	19,82
T14	2,27	55,00	0,82	3,31	40,88	T37	7,83	19,66	0,46	3,47	76,41
T15	2,29	53,25	2,18	4,49	40,09	T38	8,66	69,49	1,11	6,75	22,65
T16	3,95	50,58	3,06	12,17	34,20						

O Quadro 8 apresenta o teor de STV, MO e  $L_0(t)$  obtidos para as amostras de RV nas diferentes amostragens. Dessa figura, percebe-se que o STV é um bom parâmetro para fazer a correção da MO presente na fração pastosa, haja vista que mensura a quantidade de MO existente nos resíduos ao longo do tempo de aterramento. Merecem destaque as tradagens T7, T15, T18, T21, T37 e T38 que, embora apresentem elevados percentuais de fração pastosa, apresentam baixos teores de STV, o que confere a essas amostras um baixo conteúdo de MO remanescente disponível para geração de biogás. De forma a facilitar as análises, os dados mostrados no Quadro 8 foram agrupados em faixas de idades e são apresentados na Figura 10.

**Quadro 8** – Valores de STV, Matéria Orgânica (MO) e  $L_0(t)$  obtidos para os RV.

Identificação		Fração Pastosa (%)	STV (%)	MO Fração Pastosa (%)	$L_0(t)$ (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /Mg RSU)	Identificação		Fração Pastosa (%)	STV (%)	MO Fração Pastosa (%)	$L_0(t)$ (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /Mg RSU)
Amostra	Idade (anos)					Amostra	Idade (anos)				
T1	1,00	46,18	28,73	13,27	37,47	T17	2,49	41,65	16,02	6,67	20,80
T2	2,00	42,11	22,39	9,43	24,08	T18	2,58	72,66	9,31	6,76	19,70
C7	3,92	9,87	23,21	2,29	17,05	T19	2,66	63,45	12,43	7,89	22,55
C1	4,00	50,20	19,76	9,92	30,28	T20	3,41	50,52	20,52	10,37	33,09
T3	4,23	32,46	26,00	8,44	27,99	T21	3,58	58,31	9,88	5,76	14,90
T5	4,32	26,70	28,47	7,60	26,30	T22	3,83	44,70	23,69	10,59	24,91
C6	4,42	24,05	16,04	3,86	17,56	T23	1,33	6,92	23,70	1,64	12,24
C4	5,50	22,11	20,95	4,63	21,76	T24	1,50	47,92	15,42	7,39	21,65
T6	6,15	64,57	19,72	12,73	33,67	T25	1,66	44,53	26,94	12,00	31,93
T7	6,26	56,60	11,68	6,61	18,30	T26	0,76	18,91	17,83	3,37	11,21
T4	6,32	16,95	21,56	3,65	11,45	T27	0,93	22,20	25,39	5,64	19,39
C3	7,84	36,37	17,97	6,54	22,02	T28	2,01	43,28	21,73	9,40	25,06
C2	8,76	40,58	19,68	7,99	17,09	T29	2,60	10,46	18,12	1,90	7,26
C5	9,09	32,42	16,19	5,25	19,82	T30	4,36	29,68	16,01	4,75	20,08
T8	0,70	40,29	37,18	14,98	47,81	T31	4,44	32,70	13,69	4,48	15,90
T9	1,36	49,02	28,65	14,04	41,89	T32	4,53	39,60	18,70	7,41	20,51
T10	1,62	21,71	17,08	3,71	30,27	T33	4,53	26,76	15,56	4,16	11,45
T11	1,86	23,79	17,52	4,17	13,73	T34	5,56	46,50	32,26	15,00	38,63
T12	2,03	26,55	18,02	4,78	46,02	T35	9,94	42,70	15,62	6,67	18,05
T13	2,19	37,27	13,90	5,18	17,28	T36	10,11	19,82	14,96	2,97	9,28
T14	2,27	40,88	20,18	8,25	19,70	T37	7,83	76,41	7,62	5,82	14,26
T15	2,29	40,09	10,68	4,28	12,85	T38	8,66	22,65	10,77	2,44	8,91
T16	3,95	34,20	14,15	4,84	17,91						

Silva *et al.* (1998) obtiveram para amostras de RSU novos teor de STV de cerca de 70% sendo que esse valor decai para cerca de 20% e 10% quando amostras com idades de 2 anos e 2,5 anos são consideradas. Maciel (2009) obteve para RSU de 12 a 15 anos teor de STV na ordem de  $8,9 \pm 1,2\%$  e Alves (2008) obteve para amostra de RSU com 7 anos de aterramento um STV de 9,2%. Ambos resultados quando comparados com os RSU do ASMC sugerem que os RSU de Pernambuco encontram-se bem mais estabilizados que os RSU da capital baiana, haja vista que para a mesma faixa de idade de aterramento os RSU pernambucanos possuem menores valores de STV. Vale ressaltar, contudo que outros parâmetros físico-químicos são necessários para uma análise de estabilização dos RSU mais consistente.

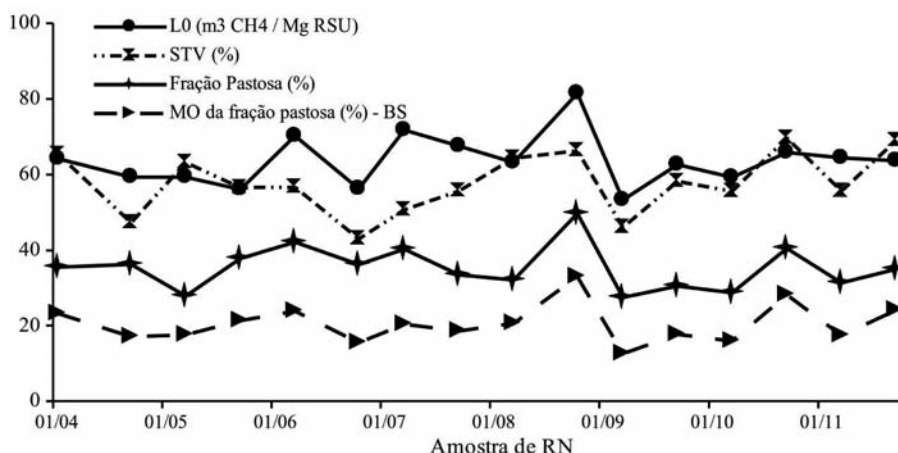


Fig. 9 – Valores de Fração Pastosa, STV, Matéria Orgânica (MO) e  $L_0$  obtidos para os RN.

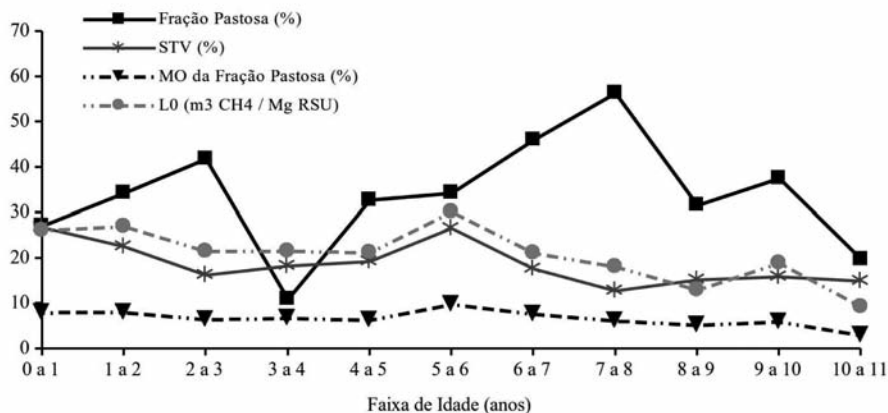


Fig. 10 – Valores de Fração Pastosa, STV, Matéria Orgânica (MO) e  $L_0(t)$  obtidos para os RV.  
Obs: O intervalo de 0 a 1 ano exclui as amostras de RN.

A partir do uso das equações 3 e 6 e dos valores de  $C_m$  e  $BF_w$  determinados, obteve-se para os RN um valor médio de  $L_0 = 63,84 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$  (vide Figura 9). Esse valor sofre variações ao longo do tempo de aterramento dos resíduos e decresce para  $L_0(t) = 18,94 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$  quando amostras de resíduos na faixa de 9 a 10 anos de aterramento são consideradas (vide Figura 10). De maneira geral os resultados de  $L_0$  e  $L_0(t)$  apresentados nas Figuras 9 e 10 e no Quadro 8 são menores que os dados apresentados na literatura técnica para países em desenvolvimento e de clima tropical. Esse fato é explicado por Machado *et al.* (2009), que afirmam que os baixos resultados de  $L_0$  e  $L_0(t)$  são consequência dos altos teores de umidade do resíduo, que contrabalanceiam a ocorrência de altos teores de matéria orgânica.

3.2 – Comportamento do  $L_0$  em função do tempo de aterramento dos RSU

A Figura 11 apresenta o ajuste da Equação 7 aos valores previstos para o  $L_0(t)$  para as amostras de RSU utilizadas neste estudo. Além do melhor ajuste obtido conforme o método dos mínimos quadrados, o desvio padrão dos valores de  $L_0(t)$  previstos com relação aos valores experimentais foi utilizado para se traçar a região com uma probabilidade de conter dados experimentais obtidos de 70% (desvio de  $\pm 1,035 \sigma_y$  em relação ao valor ótimo de  $L_0$ , definindo um intervalo de confiança (IC) de 70%). Na Figura 11a são apresentados os resultados obtidos para o caso do método expedito de determinação de  $L_0(t)$  a partir dos resultados de caracterização do resíduo, enquanto que na Figura 11b são apresentados os resultados obtidos dos ensaios de BMP realizados. O Quadro 9 apresenta um resumo dos resultados de  $L_0$ ,  $k$ ,  $\sigma_y$  e  $R^2$  dos ajustes efetuados com os resultados da Figura 11.

Quadro 9 – Valores de  $L_0$ ,  $k$  e  $\sigma_y$  dos ajustes efetuados.

Método	$L_0$ (m³ CH <sub>4</sub> /Mg RSU)	k	$\sigma_y$	R²
Machado <i>et al.</i> (2009)	63,84	0,22	14,86	0,73
BMP	83,83	0,38	9,33	0,93

É possível observar nestas Figuras (11a e 11b), apesar da dispersão dos resultados obtidos, uma tendência de redução do  $L_0(t)$  com o tempo de aterramento. Além disso, os valores obtidos pelos dois procedimentos apresentaram valores de  $L_0$  próximos. Conforme se pode observar no Quadro 9 os valores mais prováveis de  $L_0$  foram de 63,84 m³ CH<sub>4</sub>/Mg-RSU e 83,83 m³ CH<sub>4</sub>/Mg-RSU, respectivamente, enquanto que os valores de  $k$  obtidos foram respectivamente de 0,22 ano<sup>-1</sup> e 0,38 ano<sup>-1</sup>. É importante destacar que os valores de  $k$  obtidos neste estudo refletem a alta velocidade do processo de biodecomposição no interior da massa de resíduos em campo, pois a diminuição observada nos valores de  $L_0(t)$  está associada ao consumo da matéria orgânica armazenada nas células do aterro.

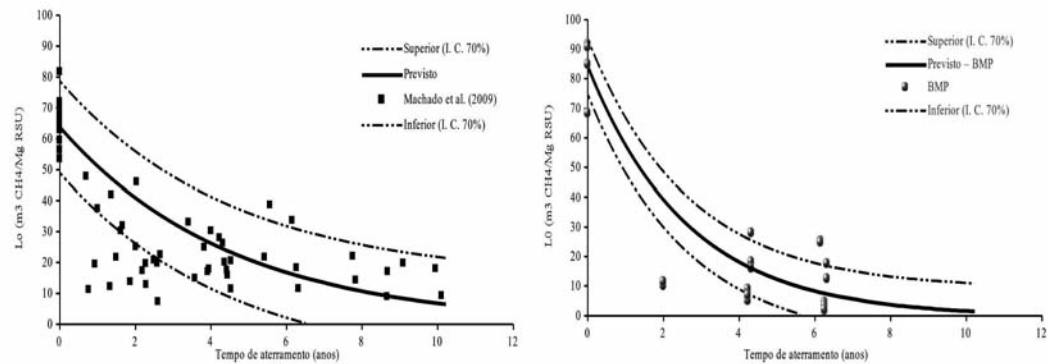


Fig. 11 – a) Valores de  $L_0(t)$  experimentais e ajustados em função da idade das amostras, conforme o procedimento de Machado *et al.* (2009); b) Valores de  $L_0(t)$  experimentais e ajustados em função da idade das amostras – resultados dos ensaios de BMP.

Julga-se também digno de nota o fato de que nos primeiros anos de aterramento o processo de digestão anaeróbia se mostra mais vigoroso que o previsto pelo modelo de decaimento de primeira ordem (Figura 11a). A partir de 4 anos de aterramento, contudo, há praticamente uma estabilização nos valores de  $L_0(t)$  obtidos, normalmente quando o valor de  $L_0$  se encontra próximo a  $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ . Em outras palavras, para valores de  $L_0(t)$  menores ou iguais a  $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$  há uma dificuldade em se prosseguir com o processo de biodecomposição da matéria orgânica em campo.

Os valores de  $k$  obtidos (método expedito) são compatíveis com as condições ambientais do local de estudo (alta temperatura e teor de umidade) as quais tendem a acelerar o processo de estabilização dos resíduos e esse valor é coerente com as indicações do IPCC (2006), que prescreve para regiões de clima tropical úmido valores de  $k$  variando entre  $0,15$  a  $0,20 \text{ ano}^{-1}$ . Para o caso dos ensaios de BMP o valor de  $k$  obtido, de  $0,38 \text{ ano}^{-1}$  é bem superior à faixa de valores sugerida pelo IPCC (2006). Vale ressaltar contudo que trabalhos recentes como os de Faour *et al.* (2007) têm apontado valores de  $k$  superiores a  $0,3$  em aterros localizados em regiões quentes e úmidas e que para o caso dos ensaios BMP o número de pontos experimentais entre 0 e 4 anos é bastante reduzido, o que pode ter afetado os resultados obtidos do ajuste.

### 3.3 – Análise da geração de $\text{CH}_4$ no ASMC

A Figura 12 apresenta uma comparação entre os resultados previstos de geração de  $\text{CH}_4$  e os resultados obtidos em campo, por célula (a, b e c) e para o aterro como um todo (d). As curvas que delimitam os limites superiores e inferiores para um I.C. de 70% dos resultados são também apresentadas nessas figuras. O tempo indicado nestas figuras corresponde ao tempo decorrido desde o início da operação do aterro.

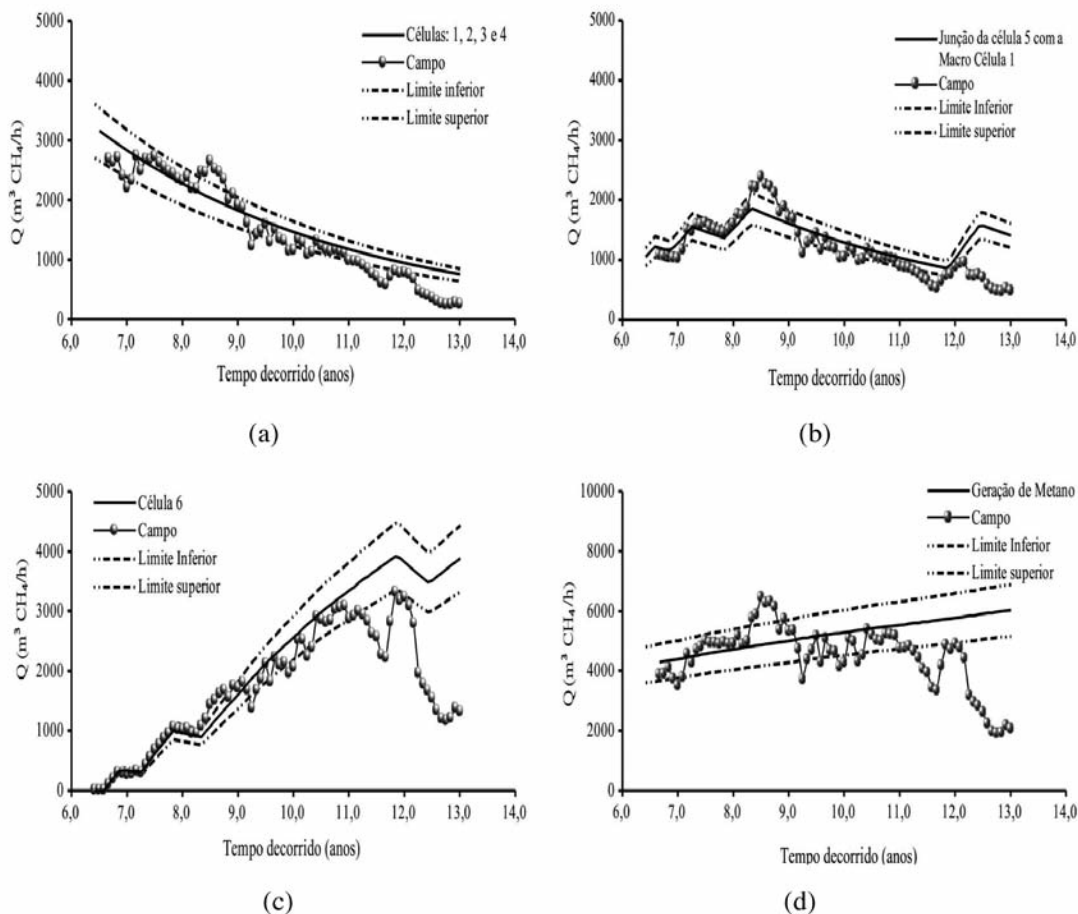
Ainda que os resultados apresentados na Figura 12 sejam dependentes das condições de operação do aterro (cobertura diária dos resíduos, número de sopradores ou sugadores de gás, por exemplo), observa-se que há uma boa concordância entre os valores previstos e obtidos em campo até um tempo decorrido de aproximadamente 11,5 anos (janeiro de 2009). A partir desta data a geração de  $\text{CH}_4$  medida apresentou-se sempre abaixo do limite inferior do I.C., com exceção apenas do período de agosto a outubro de 2009 em que a geração em campo foi ligeiramente superior ao limite inferior do intervalo de confiança. Este comportamento é notado em maior intensidade na célula 6 (figura 12c) cujo período de deposição coincide com importantes alterações na operação do aterro.

Observa-se da Figura 12b, correspondente à célula 5, que nos primeiros anos, a geração de  $\text{CH}_4$  na célula manteve-se quase que coincidente com o total previsto. Com a instalação de um novo soprador, a geração de  $\text{CH}_4$  na central apresentou-se superior à geração prevista a partir de fevereiro de 2006 ( $t = 8,34$  anos) e permaneceu com esse comportamento até outubro de 2006 (9,01 anos), momento em que se iniciou um decréscimo dos valores de produção para dentro do intervalo de confiança. A partir de janeiro de 2009 ( $t = 11,26$  anos) a geração de  $\text{CH}_4$  na central esteve sempre abaixo dos valores mínimos esperados, excetuando-se os meses de agosto e outubro de 2009 em que essa voltou para o I.C. estipulado.

Referindo-se às alterações observadas na produção de biogás, foi informado pela equipe de campo do ASMC que em período próximo a janeiro de 2009 ocorreram mudanças na operação, tais como a disposição de RN sobre RSU já aterrados há cerca de 2 anos e a ocorrência de uma maior área com RSU descoberto, o que pode ter contribuído por um lado para alterar o ambiente de decomposição estabelecido no interior do maciço, fazendo com que bactérias metanogênicas já estabelecidas passassem a sofrer com a concorrência das bactérias acidogênicas, e por outro para proporcionar um aumento nas taxas de emissões fugitivas. Neste período foram frequentes as intervenções e mudanças no sistema de drenagem e captação do biogás, o que diminuiu o número de drenos



efetivos do aterro, proporcionando uma diminuição na taxa de produção de metano. Boa parte destas operações esteve relacionada com a construção e pré-operação de uma usina termoeletrica, em substituição à unidade de captação e queima do biogás, que capta o biogás do aterro para geração de energia. Foram diversas as manobras efetuadas na sucção do biogás, a exemplo da interrupção de alguns drenos e instalação de novos sopradores na tentativa de se equalizar a composição e a vazão do biogás ao requerido pela termoeletrica instalada em campo.



**Fig. 12** – Comportamento entre a geração de  $\text{CH}_4$  no ASMC e os valores previstos pela Equação 8: Células 1, 2, 3 e 4; (b) Célula 5 e junção com a macro célula 1; (c) Célula 6; (d) Geração total de  $\text{CH}_4$ .

Ao se comparar o comportamento observado na produção de biogás em campo e o histórico da operação do aterro, percebeu-se a ocorrência de complicações técnicas que impediram a implementação de uma cobertura efetiva e dos drenos superficiais de captação de  $\text{CH}_4$  nas novas áreas de disposição de RSU, o que contribuiu para o aumento das emissões fugitivas de biogás para a atmosfera. Vale ressaltar ainda que a não cobertura diária dos RSU aumenta também a duração da fase aeróbia devido à aeração constante do ambiente interno das células, e provoca lixiviação de nutrientes e de microrganismos essenciais à fase metanogênica. Com relação às condições climáticas e à composição dos RSU, pode-se dizer que não houve alterações que justificassem mudanças na geração de  $\text{CH}_4$  no ASMC.

#### 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos indicaram que a fração facilmente degradável do RSU, fração pastosa, representa em média 35,50% em BS dos RN de Salvador e as frações lentamente degradáveis como papel/papelão, têxtil e madeira apresentaram percentuais médios em BS de 17,46, 3,82 e 5,98, respectivamente. A umidade média em BS para os RN foi de 100,44 e para os RV esse teor variou de 28,31 a 176,10 para amostras com tempo de aterramento de 1 e 7,83 anos.

Os resultados de umidade obtidos indicam alta quantidade de água presente nos diversos constituintes desse material. As frações que apresentaram os maiores valores para umidade em BS nos RN foram fração pastosa (146,78%) e papel (140,95%) e nos RV foram madeira (310,77%) e o papel (231,25%). Os altos teores de umidade (maior que 50%) dos RSU do ASMC somados aos percentuais de fração pastosa favorecem o processo de digestão anaeróbia e geração de  $\text{CH}_4$  no aterro bem como a consequente estabilização dos resíduos.

Os dados obtidos para os teores de STV são condizentes com resultados publicados na literatura. Os resultados de STV para RN (acima de 43%) indicam alta quantidade de MO. 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 para RV são justificadas devido à heterogeneidade dos RSU e por conta do 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  $\text{CH}_4$  por meio de aferições das pressões nos digestores anaeróbios contendo RSU de diferentes tempos de aterramento, possibilitando a realização de comparações com dados publicados.

O potencial de geração de  $\text{CH}_4$  dos RN, obtido por meio dos ensaios de BMP, variou de 68,27 a 91,50  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg RSU}$  e encontra-se situado na faixa de valores publicados na literatura. Os resultados obtidos são superiores ao  $L_0$  determinado pelo procedimento de caracterização de RSU (53,47 a 82,94  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg RSU}$ ), pois os ensaios de BMP são realizados em condições ótimas de digestão anaeróbia. Utilizando-se dos ensaios de BMP, as amostras de RV com tempo de aterramento de 2 a 6,32 anos apresentaram  $L_0(t)$  variando de 10,74 a 14,88  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg RSU}$ , embora tenha sido obtido nesse intervalo de idade, valores de  $L_0(t) = 1,67 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg RSU}$  para RV com 6,26 anos e  $L_0(t) = 20,73 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg RSU}$  para RV com 4,32 anos. Obedecendo as devidas conversões de unidade, esses resultados de  $L_0(t)$  estão dentro do intervalo de dados publicados na literatura por Maciel (2009) e Bayard *et al.* (2005).

Os resultados de  $L_0$  obtidos por meio do procedimento de caracterização dos RSU são inferiores aos resultados comumente apresentados na literatura para países em desenvolvimento e de clima tropical. Esse fato tem relação direta com os altos teores de umidade encontrados para os RSU do ASMC (acima de 50% em BS) que somados a ocorrência de altos teores de MO (20% em BS para a fração pastosa dos RN), favorecem a digestão anaeróbia. O valor de  $k$  ( $0,22 \text{ ano}^{-1}$ ), obtido para o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009) faz jus às condições encontradas em campo (altas temperaturas e teor de umidade), as quais tendem a acelerar o processo de digestão anaeróbia dos RSU.

A análise estatística considerando um I.C. de 70% para os resultados de  $L_0(t)$  mostrou que a maioria dos valores obtidos encontra-se dentro desse intervalo, excetuando-se apenas alguns poucos dados dos diferentes procedimentos realizados. Quando a esse mesmo I.C. é aplicado a geração de  $\text{CH}_4$  no ASMC, percebeu-se que os dados de campo obedecem quase que totalmente ao comportamento da curva de geração prevista pelo procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), porém a partir de  $t = 11,26$  anos devido às mudanças realizadas na operação, a geração de  $\text{CH}_4$

passou a ficar abaixo do limite inferior do I.C. A geração de CH<sub>4</sub> do ASMC no final do período apresentado neste artigo corresponde a 35% do valor esperado a partir dos dados de laboratório.

As mudanças ocorridas na operação interferiram na geração de CH<sub>4</sub> e nas emissões fugitivas de gases para a atmosfera. As emissões fugitivas concentravam-se na faixa de 5% durante os primeiros anos de operação (Britto, 2006) e a partir de 2009 certamente aumentaram devido às manobras realizadas no ASMC (aumento das áreas descobertas, perfurações para instalação de novos sopradores e demora na cobertura dos RN). Além disso, a disposição de RN sobre RV altera o ambiente interno, possivelmente prejudicando a fase metanogênica que já estava estabelecida. Uma maneira de aumentar a captação de CH<sub>4</sub> é diminuir a quantidade de áreas descobertas no ASMC e reduzir o tempo esperado para instalação de novos drenos (concomitantemente com a frente de lançamento), pois embora com uma composição em torno de 10% do biogás, a geração de CH<sub>4</sub> é iniciada nos primeiros 15 dias da disposição dos RSU.

## 5 – AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia - FAPESB pela concessão da bolsa de mestrado e à BATTRE-Ba pelo apoio e parceria ao projeto de pesquisa.

## 6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, I. F. S. (2008). *Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife.
- Angelidaki, I.; Alves, M.; Bolzonella, D.; Borzacconi, L.; Campos, J. L.; Guwy, A. J.; Kalyuzhnyi, S.; Jenicek, P.; Van Lier, J. B. (2009). *Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays*. Water Science and Technology, vol. 59, n° 5, pp. 927-934.
- Barlaz, M. A.; Ham, R. K.; Schaefer, D. M. (1990). *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, vol. 19, n° 6, pp. 557-584.
- Barlaz, M. A.; Eleazer, W. E.; Odle, W. S.; Qian, X.; Wang, Y-S. (1997). *Biodegradative analysis of municipal solid waste in laboratory-scale landfills*. EPA-600/SR-97/071, U.S. Environmental Protection Agency.
- Bayard, R.; Gachet, C.; Achour, F.; de Brauer, C.; Gourdon, R. (2005). *Organic matter stabilization of sorted MSW under leachate recirculation*. Proc. 10<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Behera, S. K.; Park, J. M.; Kim, K. H.; Park, Hung-suck. (2010). *Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill*. Waste Management, vol. 30, pp. 1502-1508.
- Bidone, F. R. A.; Povinelli, J. (1999). *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. 1ª edição. São Carlos: EESC, Brasil.
- Bogner, J.; Spokas, K. (1993). *Landfill CH<sub>4</sub>: rates, fates, and role in global carbon cycle*. Chemosphere, vol. 26, n° 1-4, pp. 369-386.

- Bonori, B.; Pasquali, G.; Bergonzoni, M. (2001). *Landfill gas production valued with a mathematical method*. Proc. 8<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium, pp. 443-450, Cagliari, Italy.
- Bosco, M. E. G. (2008). *Geotecnia Ambiental*. 1<sup>a</sup> edição, Oficina de Textos, Brasil.
- Britto, M. L. C. P. S. (2006). *Taxa de emissão de biogás e parâmetros de biodegradação de resíduos sólidos urbanos no Aterro Metropolitano Centro*. Dissertação (Mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) - Departamento de Engenharia Ambiental - DEA, UFBA, Salvador, Brasil.
- Carvalho, M. F.; Machado, S. L.; Nascimento, J. C. F.; Caldas, Á. S. (2008). *Procedimento simplificado para obtenção de parâmetros de geração de metano em regiões tropicais*. XIV COBRAMSEG - Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e Engenharia Geotécnica, Búzios, Rio de Janeiro, Brasil.
- Chen, H.; Ecke, H.; Kylefork, K.; Bergman, A.; Lagerkvist, A. (1995). *Biochemical Methane Potential assays of solid waste samples*. Proc. 5<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium, pp. 615-627, Cagliari, Italy.
- Coumoulos, D. G.; Koryalos, T. P.; Metaxas, I. L.; Gioka, D. A. (1995). *Geotechnical investigation at the main landfill of Athens*. Proc. 5<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium, pp. 885-895, Cagliari, Italy.
- Davidsson, A.; Gruvberger, C.; Christensen, T. H.; Hansen, T. L.; Jansen, J. C. (2007). *Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste*. Waste Management, vol. 27, pp. 406-414.
- De Araújo Morais, J. (2006). *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)*. Tese (Doutorado), Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, Lyon, França.
- Faour, A.A.; Reinhart, D.R.; You, H. (2007). *First order kinetic gas generation model parameters for wet landfills*. Waste Management, vol. 27, pp. 946-953.
- Gabr, M. A.; Valero, S. N. (1995). *Geotechnical properties of Municipal Solid Waste*. Geotechnical Testing Journal, GTJODJ, vol. 18, n° 2, pp. 241-251.
- Gifford, G. P.; Landva, A. O.; Hoffman, V. C. (1990). *Geotechnical considerations when planning construction on a landfill*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, ASTM STP 1070, Arvid Landva and G. David Knowles (Eds.), American Society for Testing and Materials, pp. 41-55, Philadelphia.
- Hansen, T. L.; Schmidt, J. E.; Angelidaki, I.; Marca, E.; Jansen, J. C.; Mosbaek, H.; Christensen, T. H. (2004). *Method for determination of methane potentials of solid organic waste*. Waste Management, vol. 24, pp. 393-400.
- Harries, C. R.; Cross, C. J.; Smith, R. (2001). *Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples*. Proc. 8<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium, pp. 579-588, Cagliari, Italy.
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*: Intergovernmental Panel on Climate Change. Japan: IGES.

- Kelly, R. J.; Shearer, B. D.; Kim, J.; Goldsmith, C. D.; Hater, G. R.; Novak, J. T. (2006). *Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability*. Waste Management, vol. 26, pp. 1349-1356.
- Lobo, A. G. C. (2003). *Desarrollo de MODUELO 2: Herramienta para la evaluación de la contaminación producida em vertederos de resíduos sólidos urbanos*. Tesis (Doctoral), Departamento de Ciencias y Técnicas del Água y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- Machado, S. L.; Carvalho, M. de F.; Nascimento, J. C. F.; Caldas, A. S. (2008). *Aterro Sanitário Metropolitano Centro. Caracterização de Resíduos Aterrados visando à Estimativa do Potencial de Geração de Gás*. Relatório Interno.
- Machado, S. L.; Carvalho, M. de F.; Gourc, J. P.; Vilar, O. M.; Nascimento, J. C. F. (2009). *Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results*. Waste Management, vol. 29, pp. 153-161.
- Maciel, F. J. (2009). *Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, Brasil.
- Palmisano, A. C.; Barlaz, M. A. (1996). *Microbiology of Solid Waste*. New York, EUA.
- Siegel, R. A.; Robertson, R. J.; Anderson, D. G. (1990). *Slope Stability Investigations at a Landfill in Southern California*. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, ASTM STP 1070, Arvid Landva and G. David Knowles, Eds., American Society for Testing and Materials, pp. 259-284, Philadelphia.
- Silva, A. R.; Pessin, N.; Carvalho, M. F. (1998). *Degradação da fração orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos em Aterro Sanitário*. II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental, pp. 381-386, Porto Alegre, Brasil.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York, EUA.
- Tolaymat, T.M.; Green, R.B.; Hater, G.R.; Barlaz, M.A.; Black, P.; Bronson, D.; Powell, J. (2010). *Evaluation of landfill gas decay constant for municipal solid waste landfills operated as bioreactors*. Journal of Air and Waste Management Association. vol. 60, pp. 91-97.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. (1996). *A Guide for Methane Mitigation Projects*. U. S.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. (1998). *Landfill Air Emissions Estimation Model (Version 2.01)*. U. S.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. (2005). *First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills*. U. S.
- Vazoller, R. R.; Gomes, L. P.; Zanta, V. M. B.; Villas-boas, D. M. F.; Badra, R. J.; Povinelli, J. (2001). *Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil*. Brazilian Journal of Microbiology, vol. 32, pp. 87-92.
- Wang, Y. S.; Byrd, C. S.; Barlaz, M. A. (1994). *Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated samples using a biochemical methane potential assay*. Journal of Industrial Microbiology, vol. 13, pp. 147-153.
- Wang, Y. S.; Odle, W. S.; Eleazer, W. E.; Barlaz, M. A. (1997). *Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition*. Waste Management and Research, vol. 15, pp. 149-167.