



III-043 - AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ENSAIO DE REDUÇÃO DE VOLUME POR COMPRESSÃO EM AMOSTRAS DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO DE RIBEIRÃO PRETO

Carlos Alberto Duran⁽¹⁾

Engenheiro Civil pelo Centro Universitário Moura Lacerda, Mestrando em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto.

Rodrigo Latanze⁽²⁾

Engenheiro Químico pela Universidade de Ribeirão Preto e Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto..

Reinaldo Pisani Júnior⁽³⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de São Carlos, Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos, Doutor em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos e Docente do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto.

Endereço^(1, 2, 3): Avenida Costábile Romano, nº 2201 – Ribeirânia – Ribeirão Preto – SP – CEP:14096-380 - Brasil - Tel: (16) 3603 6784 - e-mail: pisanijr@terra.com.br

RESUMO

Neste trabalho, fez-se uma avaliação sobre o processo de compactação e emissão de biogás em resíduo sólido domiciliar (RSD) confinado em reatores. O resíduo foi quarteado no pátio do aterro sanitário de Ribeirão Preto e 1800 kg foram enfardados em cestos de tela de aço. Conduzidos ao laboratório, os fardos foram confinados em 9 reatores subdivididos em 3 grupos em função de sua massa específica aparente e da umidade em base úmida. O Grupo 1 de reatores recebeu fardos com massa específica aparente de 800 kg/m³ e umidades de 49,2%, 54,2% e 58,7%, o Grupo 2 de reatores operou com massa específica aparente de 900 kg/m³ e umidades de 49,2%, 54,2% e 57,7%, sendo que para umidade de 57,7% obteve-se a saturação do meio poroso com água e o Grupo 3 de reatores operou com massa específica aparente de 1000 kg/m³ e umidades de 49,2%, 54,2% e 55,0%, na umidade de 55,0% atingiu-se a saturação do resíduo com água. A vedação foi executada de forma a não permitir a entrada de ar e todos operaram em temperatura ambiente. Foram monitoradas diariamente ao longo de 1 ano a temperatura, a vazão e a composição de biogás (teores de CO₂ e CH₄). As frações volumétricas de metano e dióxido de carbono foram analisadas em cromatógrafo de fase gasosa em intervalos de tempo de aproximadamente 30 dias. O aumento da umidade de 49,2% para 58,7% com massa específica aparente de 800 kg/m³ implicou no aumento de 594% na produção de biogás, enquanto que para a massa específica de 1000 kg/m³ esse efeito foi menos significativo. O processo de compactação e enfardamento mostrou-se eficiente em reduzir a emissão de metano. O aumento da massa específica aparente de 800 kg/m³ para 1000 kg/m³ resultou na redução de 90% na produção de metano para a umidade de 54,2%. De maneira geral, a umidade influenciou diretamente no aumento da geração de biogás nos três grupos de reatores atestando que a umidade auxilia na decomposição da massa degradável, todavia com o aumento da massa específica aparente houve redução significativa na geração de biogás e de metano.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduo Sólido Domiciliar, Enfardamento, Reator anaeróbio, Emissões de metano.

INTRODUÇÃO

As considerações construtivas e econômicas continuam a manter os aterros sanitários como forma disposição final de resíduos sólidos domiciliares mais utilizada no Brasil. Além da compactação convencional, algumas alternativas são consideradas para a redução de volume, dentre elas a compactação por prensas e o enfardamento se mostram vantajosos devido ao níveis de massa específicas aparentes atingidos e à redução da produção de biogás e de metano. (EL-FADEL et al, 2001).

Segundo Marques (2001), a crescente escassez de áreas apropriadas para disposição de resíduo sólido próximas aos centros urbanos vem aumentando o interesse na utilização de técnicas e processos que reduzam previamente o volume lançado nos aterros, prolongando assim a vida útil dos mesmos, ou buscando novas metodologias de execução que conduzam à melhoria das propriedades mecânicas do resíduo, possibilitando assim, viabilizar a verticalização dos maciços sem comprometer sua estabilidade.



O gás metano (CH_4), produzido na degradação anaeróbia da fração orgânica em sistemas biológicos, tem sido apontado como o segundo maior contribuinte para o incremento do efeito estufa proveniente das atividades humanas de produção e consumo. O aumento da concentração desse gás na atmosfera ressalta a importância de serem reavaliados processos de disposição final de resíduos para minimizar a sua geração, sobretudo quando o seu aproveitamento para geração de energia não apresenta viabilidade econômica.

Baldasano et al (2003) relataram que o aumento na altura do maciço do aterro produz uma redução no custo de disposição final com enfardamento. O custo por tonelada de resíduo diminui mais rapidamente para um aterro convencional do que para um aterro com enfardamento, todavia quando a altura aumenta as diferenças tendem a diminuir em função do grau de ocupação das terras. O custo de disposição em aterro convencional com alturas entre 10 m e 22 m foi mais alto quando comparado com o aterro de resíduos enfardados. No entanto para além de 22 m de altura, o aterro com enfardamento foi ligeiramente menos econômico.

Martínez e Gourdon (1998), em estudos com períodos de incubação de 8 meses com resíduos enfardados com massa específica aparente de 900 kg/m^3 , mostraram que a inibição metanogênica observada foi devido à acidificação do meio pelo acúmulo de ácidos carboxílicos. No início da incubação, na primeira fase de biodegradação anaeróbia há a passagem para a condição anóxica com traços de O_2 . Nestas condições, o metabolismo das bactérias anaeróbias facultativas, através acidogênese e hidrólise, deram origem aos ácidos carboxílicos e CO_2 . Postularam que os ácidos formados não foram degradados estritamente pelo meio anaeróbico acetogênico ou as bactérias metanogênicas foram inibidas pela presença de vestígios de O_2 . Por isso, o acúmulo de ácidos acidificou o meio que inibiu a biodegradação. Informou que a completa biodegradação anaeróbia teria conduzido uma produção de cerca de 1000 L de biogás/kg de matéria orgânica seca

Nahas et al (1996) destacaram as principais vantagens do processo de enfardamento como sendo a redução prévia da umidade do resíduo, a redução do potencial de geração dos líquidos percolados e gases, possibilidade de transporte em reboques abertos de forma mais controlada e econômica, facilidade de descarga e empilhamento no aterro, redução na dispersão de papéis, redução substancial de odores, maior massa específica aparente final no resíduo, redução da espessura dos recobrimentos diários com argila, redução do tempo entre a disposição e o uso futuro do terreno e otimização do sistema de drenagem de líquidos percolados. Quanto às desvantagens, assinalaram o elevado custo inicial (necessidade de maior número de instalações e equipamentos), elevado nível de ruído e necessidade de fornecimento de energia elétrica para equipamentos de elevada potência.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar experimentalmente em escala de laboratório a formação de biogás em função do tempo, da massa específica aparente e da umidade em resíduo sólido domiciliar compactado e confinado em reatores.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo envolveu as etapas de identificação do veículo coletor, determinação da composição gravimétrica da amostra, compressão dos resíduos em estruturas metálicas com volume de aproximadamente 166,3 L, confinamento do resíduo em lisímetros com volume total de 200 L, monitoramento da temperatura, do volume acumulado de biogás em cada reator e análise cromatográfica para determinação dos teores de gás carbônico e metano.

O método utilizado para a determinação da composição gravimétrica foi o do quarteamento com base na NBR 10007 (ABNT, 2004). Após a identificação do veículo coletor em função de sua rota por um bairro de classe média em dia de semana entre segunda e quinta-feira no período diurno, foram extraídas aproximadamente 8,0 t de resíduos sólidos, os mesmos foram transferidos para uma área previamente preparada com lona plástica. A metodologia utilizada é a indicada por Monteiro et al (2001).

Após a descarga dos resíduos, ocorreu o rompimento dos sacos, homogeneização dos resíduos, divisão da massa de resíduo em quatro montes iguais descartando-se dois em diagonal, repetiu-se a operação por mais uma vez. Ao término do quarteamento, foi obtida uma amostra de 200 L, a partir da qual foram separados os componentes: papel; papelão, plástico filme, plástico duro, vidro, metal ferroso, metal não-ferroso, tecido, couro, madeira, matéria orgânica; embalagem longa vida, borracha, isopor e outros.



O resíduo também foi caracterizado com base nas seguintes propriedades: massa específica aparente do resíduo não compactado, umidade em base úmida, teor de sólidos voláteis totais em base seca e teor de cinzas em base seca.

Foram confeccionados nove cestos de tela em aço galvanizado com tampa para confinamento do resíduo. Desenvolveu-se um sistema de compressão em prensa de 5,0 kg/cm². Do montante de aproximadamente 1800 kg, foram efetuados o preenchimento dos cestos de tela em aço. Os cestos foram confinados em lisímetros onde foi possível quantificar a geração do volume de biogás pela pesagem do volume de água deslocado. A temperatura interna foi medida através de termopar inserido e fixo para atingir o centro do reator. A composição química do biogás produzido foi determinada por análise de cromatografia gasosa nas fases aeróbia e anaeróbia da degradação biológica.

A Figura 1 mostra o esquema dos reatores, que também receberam no fundo uma camada de brita para dreno posterior do percolado. O resíduo incubado nos reatores recebeu uma cobertura de 5,0 cm de solo argiloso com o intuito de reduzir o volume livre disponível para o ar na partida dos experimentos.

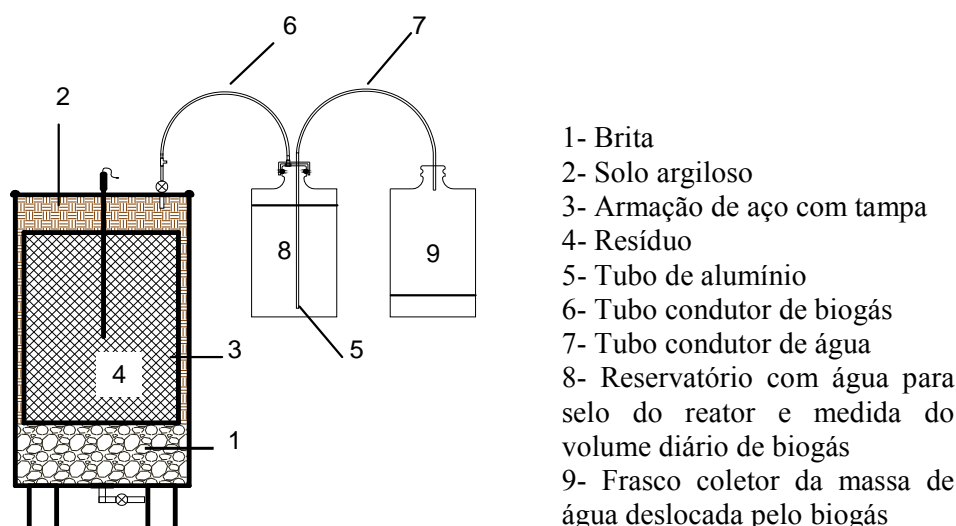


Figura 1 Disposição do cesto de resíduo e envoltória

Um sistema de prensagem foi montado em vigas com perfil U e I em aço laminado de 10 in. para servir de suporte a um cilindro hidráulico (pistão) acionado por conjunto moto-bomba hidráulico com capacidade de pressão até 200,0 kgf/cm², resultando em uma pressão final de 5,0 kgf/cm², superior à compressão de 1,0 kgf/cm² normalmente fornecida por trator de esteira sobre o RSD.

Para evitar a descompactação do resíduo após a prensagem, foram confeccionados nove cilindros com 550 mm de diâmetro por 700 mm de altura em tela de aço galvanizado e malha de 35 mm que foram utilizados para acondicionar o RSD e permitir a sua introdução nos reatores. O diâmetro do cilindro foi 30 mm menor que o diâmetro interno do reator. Foi usada uma embalagem de lona vinílica de 0,5mm de espessura para evitar a perda de líquidos e umidade durante o transporte e a etapa de confinamento. A fim de manter a umidade inicial do resíduo inalterada, os líquidos expelidos durante a etapa de prensagem foram coletados e devolvidos à massa de resíduo.

Os fardos foram confinados em 9 reatores subdivididos em 3 grupos em função de sua massa específica aparente e da umidade em base úmida. O Grupo 1 de reatores recebeu fardos com massa específica aparente de 800 kg/m³ e umidades de 49,2%, 54,2% e 58,7%, o Grupo 2 de reatores operou com massa específica aparente de 900 kg/m³ e umidades de 49,2%, 54,2% e 57,7%, sendo que para umidade de 57,7% atingiu-se a saturação do meio poroso com água e o Grupo 3 de reatores operou com massa específica aparente de 1000



kg/m³ e umidades de 49,2%, 54,2% e 55,0%, na umidade de 55,0% atingiu-se a saturação do resíduo com água. A vedação foi executada de forma a não permitir a entrada de ar e todos operaram em temperatura ambiente. O ajuste da umidade foi realizado com a adição de água no reator até se atingir os valores desejados ou ocorrer a saturação do meio.

O biogás foi analisado em um cromatógrafo Varian Star 3600 CX para os gases CO₂ e CH₄ em percentual de volume em intervalos regulares por aproximadamente 1 ano de experimentação.

O fator de emissão (FE), definido pela divisão da vazão volumétrica média do gás (\bar{Q}) por unidade de massa seca facilmente biodegradável (m_{rsb}), permitiu comparar a geração de biogás dos diversos reatores para se verificar a influência da massa específica aparente e da umidade. A vazão volumétrica diária foi obtida a partir da derivação do volume acumulado de biogás emanado dos reatores em relação ao tempo (Equação 1). A partir da vazão de biogás e dos resultados das análises cromatográficas, foi possível obter as vazões de metano e dióxido de carbono nos reatores. Posteriormente, aplicou-se o Teorema da Média (Equação 2) para a determinação das vazões médias de metano e dióxido de carbono nos lisímetros. Na integração presente na Equação 2 foi utilizada a Regra do Trapézio (Equação 3).

$$\frac{dV_n}{dt} = \frac{V_{n+1} - V_{n-1}}{t_{n+1} - t_{n-1}}$$

Equação (1)

$$\overline{f(x)} = \frac{1}{x_2 - x_1} \int_{x_1}^{x_2} f(x) dx$$

Equação (2)

$$\int_{x_1}^{x_2} f(x) dx = \frac{(f(x_2) + f(x_1)) \cdot (x_2 - x_1)}{2}$$

Equação (3)

Os fatores de emissão de metano e dióxido de carbono (FE_{CO_2} e FE_{CH_4}), normalmente expressos em volume de gás por massa de resíduo seco facilmente biodegradável (m_{rsb}), puderam ser calculados pelas Equações 4 e 5 respectivamente.

$$FE_{CO_2} = \frac{\bar{Q}_{CO_2}}{m_{rsb}}$$

Equação (4)

$$FE_{CH_4} = \frac{\bar{Q}_{CH_4}}{m_{rsb}}$$

Equação (5)

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados de caracterização do resíduo são mostrados nas tabelas 1 e 2.

**Tabela 1 Caracterização do resíduo coletado**

Caracterização Gravimétrica	
Massa específica aparente (kg/m ³)	246,6
Teor de umidade em base úmida (%)	52,5
Teor de sólidos voláteis totais em base seca (%)	82,4
Teor de cinzas em base seca (%)	17,6

A massa específica aparente é a massa de resíduo em função do volume por ele ocupado, normalmente expresso em kg/m³. Sua determinação é fundamental para dimensionar equipamento e instalações. Na ausência de dados mais precisos pode-se considerar o valor de 230 kg/m³ para a massa específica do resíduo sólido domiciliar (IBAM, 2001), valor não muito diferente do obtido no presente estudo que foi de 246,6 kg/m³. O elevado teor de sólidos voláteis de 82,4% e o baixo teor de cinzas de 17,6% possivelmente pode ser atribuído ao elevado percentual de matéria orgânica obtido na composição gravimétrica do resíduo (67,99 % na Tabela 2). A umidade em base úmida do resíduo amostrado foi de 52,5%, porém, com a adição de solo argiloso no interior dos reatores a umidade resultante caiu para 49,2%, sendo então o menor nível de umidade utilizado nos experimentos.

Tabela 2 Composição gravimétrica do resíduo coletado

Resíduo Sólido	Massa. (kg)	(%)
Papel	12,05	14,32
Papelão	1,12	1,33
Plástico Filme	3,45	4,1
Plástico Duro	4,82	5,73
Met. Não-Ferroso	0,21	0,25
Metal Ferroso	0,50	0,59
Vidro	1,20	1,43
Tecido	1,00	1,19
Couro	0,00	0
Madeira	0,91	1,08
Matéria Orgânica	57,21	67,99
Tetra Pak	0,65	0,77
Borracha	0,18	0,22
Isopor	0,20	0,24
Outros	0,63	0,75
Total	84,14	100

As Figuras 2, 3 e 4 mostram o comportamento do volume acumulado de biogás para os 3 grupos de reatores nas diferentes condições de massa específica aparente e umidade.

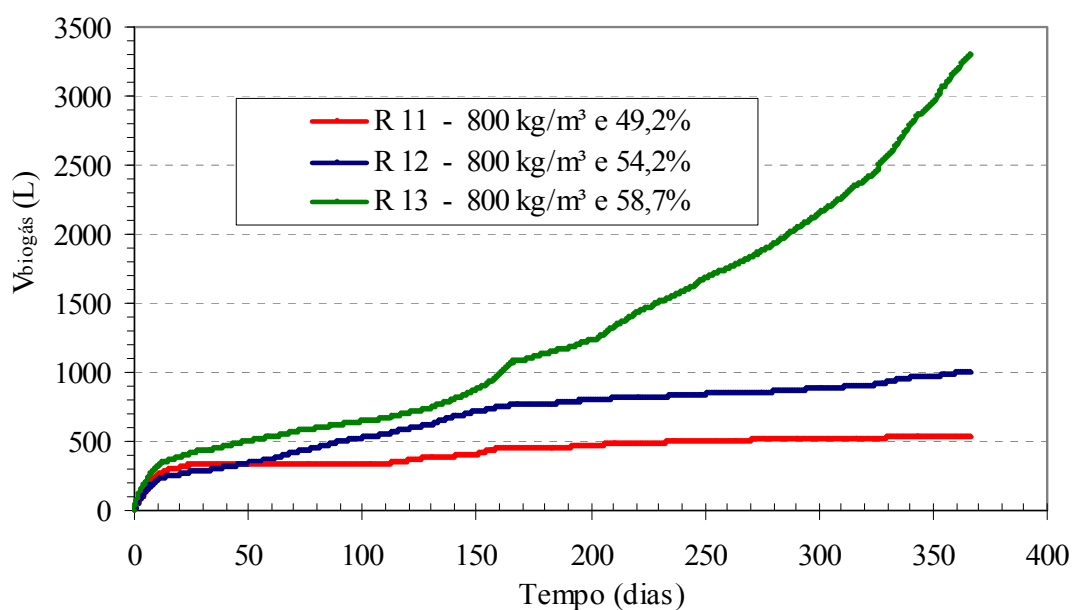


Figura 2 Volume acumulado de biogás para o grupo 1 de reatores com massa específica aparente de 800 kg/m³

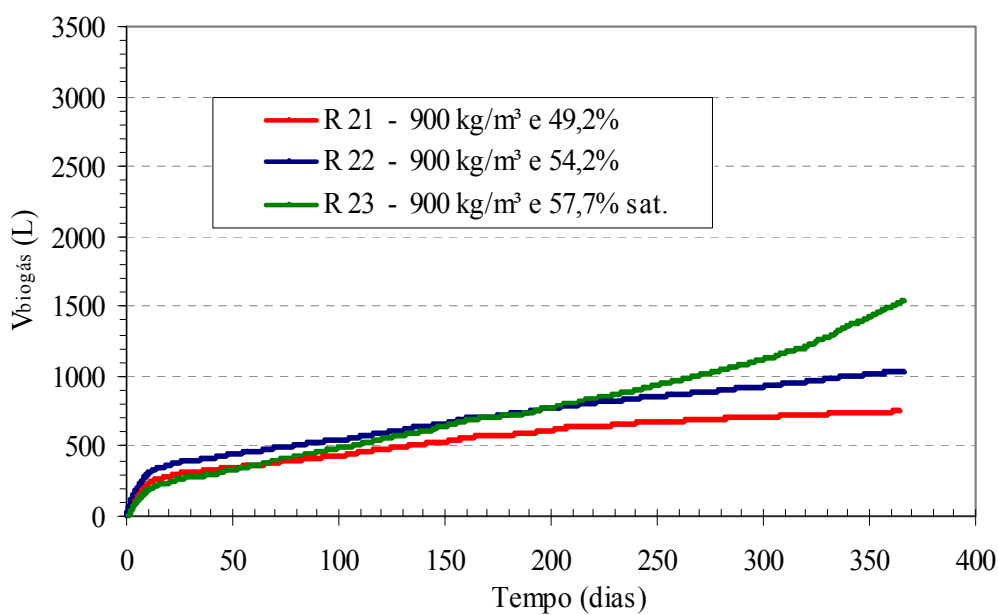


Figura 3 Volume acumulado de biogás para o grupo 2 de reatores com massa específica aparente de 900 kg/m³

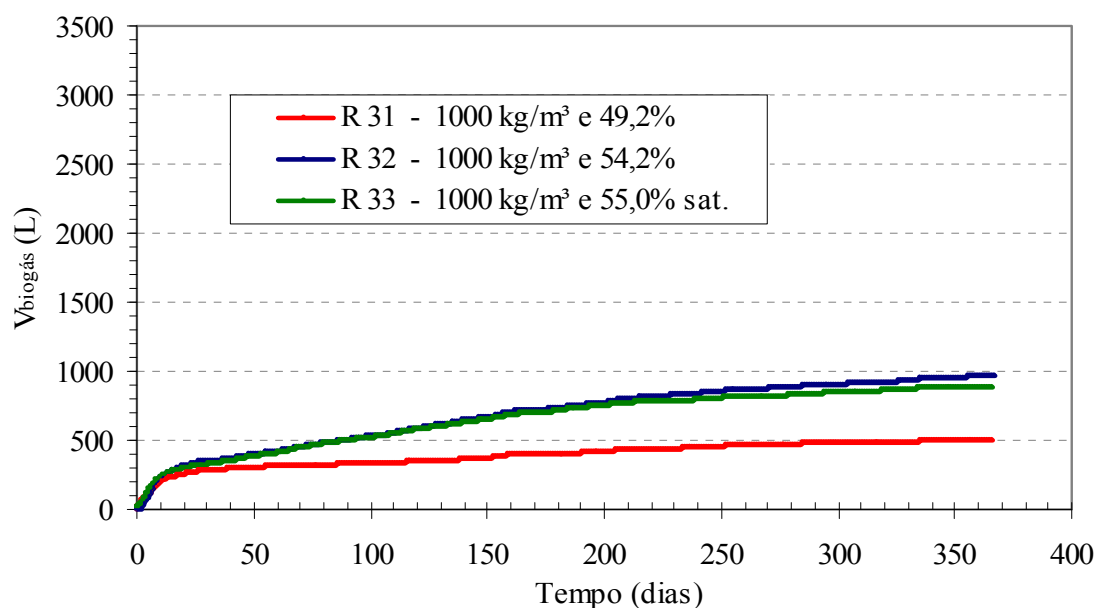


Figura 4 Volume acumulado de biogás para o grupo 3 de reatores com massa específica aparente de 1000 kg/m³

Nota-se pelas figuras 1, 2 e 3 que a umidade dos resíduos teve influência determinante na produção de biogás. Por exemplo, para a massa específica de 800 kg/m³ o aumento da umidade de 49,2% para 58,7 % produziu um incremento de 6 vezes no volume total de biogás. Enquanto que para a massa específica de 1000 kg/m³, o aumento de umidade de 49,2 para 55,0% provocou um aumento de 94% no volume de biogás no período de 1 ano. O aumento da massa específica aparente de 800, 900 e 1000 kg/m³ no grupo de reatores 1, 2 e 3 não resultou em redução considerável na formação de biogás, por exemplo, para umidade de 54,2 % os volumes finais de biogás foram respectivamente de 1002,27 L, 1034,35 L e 962,37 L.

As tabelas 3, 4 e 5 contêm os valores das análises cromatográficas de metano e dióxido de carbono em percentual de volume para cada grupo de reatores.

Tabela 3 Teores de dióxido de carbono e metano nos reatores com massa específica de 800 kg/m³ ao longo de 1 ano de confinamento

Data de coleta	R 11		R 12		R 13	
	$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$ U = 49,2%		$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$ U = 54,2%		$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$ U = 58,7%	
	(% v/v)		(% v/v)		(% v/v)	
	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄
14	80,2	0,6	92,7	0,83	89,5	0,71
26	90,1	0,00	95,0	0,75	95,9	1,1
64	90,7	0,0	75,4	20,3	85,4	11,0
71	94,4	0,0	67,2	28,9	68,6	8,93
89	89,0	0,05	60,0	36,9	82,6	15,7
128	92,85	0,00	58,83	37,03	60,82	36,65
156	91,08	0,18	53,40	39,39	43,05	49,14
195	93,15	0,29	60,89	35,90	51,36	43,94
229	92,20	0,32	56,89	38,13	40,97	54,35
251	89,01	0,33	56,36	40,95	42,45	54,03
295	90,69	0,24	51,00	46,88	38,97	57,45
323	88,32	0,34	46,82	48,00	37,32	57,14
351	82,52	0,30	42,65	51,41	35,41	56,72
366	82,01	0,23	41,06	52,17	35,64	58,00



Tabela 4 Teores de metano e dióxido de carbono nos reatores com massa específica de 900 kg/m³ ao longo de 1 ano de confinamento

Data da coleta	R 21		R 22		R 23	
	$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$	
	U = 49,2% (% v/v)		U = 54,2% (% v/v)		U = 57,7% Sat. (% v/v)	
	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄
14	88,0	0,7	77,0	0,7	90,2	1,0
26	91,5	0,0	95,7	0,23	91,5	2,01
64	95,5	0,4	94,1	1,6	89,8	13,0
71	96,7	0,4	96,6	1,7	81,2	11,5
89	96,4	0,57	94,3	2,51	77,8	15,3
128	95,74	1,01	93,56	3,88	63,46	15,08
156	91,54	0,88	88,83	5,15	72,82	20,41
195	94,31	1,07	85,47	9,72	64,97	30,34
229	92,16	1,39	79,82	16,51	54,01	40,56
251	94,60	1,58	79,02	19,44	54,65	40,23
295	92,19	2,03	70,12	25,96	47,51	48,75
323	89,98	2,29	63,80	28,53	44,40	47,54
351	88,97	2,68	60,29	33,50	41,65	51,90
366	89,09	2,09	59,37	35,87	40,15	53,09

Tabela 5 Teores de metano e dióxido de carbono nos reatores com massa específica de 1000 kg/m³ ao longo de 1 ano de confinamento

Dia	R 31		R 32		R 33	
	$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$	
	U = 49,2% (% v/v)		U = 54,2% (% v/v)		U = 55,0% Sat. (% v/v)	
	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄
14	91,2	0,64	92,1	0,7	86,8	0,62
26	70,8	0,00	94,1	0,47	95,3	0,00
64	94,0	0,00	94,1	2,28	94,4	0,20
71	94,3	0,01	41,5	0,73	93,9	0,29
89	88,1	6,95	91,0	2,89	76,9	0,51
128	94,83	1,21	43,23	2,25	93,58	1,95
156	91,36	1,34	90,02	4,4	86,87	0,92
195	92,36	1,53	88,69	5,85	90,44	3,38
229	82,97	1,70	90,41	8,54	91,06	4,61
251	90,93	1,62	86,17	8,27	90,88	4,62
295	90,27	1,44	85,57	11,06	91,08	5,29
323	86,39	1,16	80,64	11,72	87,02	5,43
351	83,45	16,25	78,82	6,54	86,36	4,07
366	74,08	1,09	85,60	17,76	74,94	7,23

Nota-se pelas tabelas 3, 4 e 5 que tanto a umidade quanto a massa específica aparente são bastante interferentes na composição do biogás produzido. O aumento da umidade de 49,2% para 58,7% para a massa específica de 800 kg/m³ implicou no aumento do teor de metano de 0,23% para 58,0%. Por outro lado, o incremento na massa específica de 800 kg/m³ para 1000 kg/m³ na umidade de 54,2% resultou em uma redução da fração de metano de 52,17% para 17,76%, diminuição de 66%. Os reatores R 12, R 13 e R 23 com umidades de 54,2, 58,7% e 57,7 % respectivamente apresentaram percentuais de CH₄ compatíveis com elevada atividade anaeróbia.



A Tabela 6 mostra as vazões médias e os fatores de emissão de metano e de dióxido de carbono durante o primeiro ano de degradação. No cálculo dos fatores de emissão considerou-se como resíduo facilmente biodegradável (m_{rsb}) a matéria orgânica, papel e papelão em base seca (BARLAZ, 2003).

Tabela 6 Fatores de Emissão médios de CO_2 e CH_4 para um ano de confinamento do resíduo

Reator	ρ (kg/m ³)	U (%) (%)	m_{rsb} (kg)	\bar{Q}_{CO_2} (L/d)	\bar{Q}_{CH_4} (L/d)	FE_{CO_2} (L.d ⁻¹ .kg ⁻¹)	FE_{CH_4} (L.d ⁻¹ .kg ⁻¹)	$FE_{biogás}$ (L.d ⁻¹ .kg ⁻¹)
R 11	800	49,2	54,79	1,134	0,0036	0,0207	6,601E-05	0,0208
R 12	800	54,2	53,99	1,736	0,813	0,0322	1,505E-02	0,0473
R 13	800	58,7	54,63	3,986	3,894	0,0730	7,128E-02	0,1443
R 21	900	49,2	59,79	1,960	0,020	0,0328	3,287E-04	0,0331
R 22	900	54,2	59,55	2,281	0,223	0,0383	3,752E-03	0,0421
R 23	900	57,7sat.	60,19	2,865	1,451	0,0476	2,411E-02	0,0717
R 31	1000	49,2	67,54	1,213	0,076	0,0180	1,125E-03	0,0191
R 32	1000	54,2	66,03	2,174	0,097	0,0329	1,469E-03	0,0344
R 33	1000	55,0 sat.	66,51	2,189	0,037	0,0329	5,563E-04	0,0335

A Tabela 6 permitiu comparar a geração de biogás dos diversos reatores para se verificar a influência da massa específica aparente e da umidade, uma vez que foi eliminada a influência das diferentes massas de material facilmente biodegradável em cada reator. Na umidade de 54,2% o aumento da massa específica aparente de 800 kg/m³ para 1000 kg/m³ acarretou no aumento de 17 vezes na geração de metano, porém a atividade de geração foi bastante inferior as demais umidades, indicando que ocorreu limitação da geração de metano pela escassez de água. Na umidade de 54,2% o efeito da massa específica aparente foi o inverso, o aumento de 800 para 1000 kg/m³ resultou em uma redução de 90% na produção de metano de 1,505.10⁻² para 1,469.10⁻³ L/kg.d. Na condição de resíduos saturados com água (Reatores 23 e 33), a compactação com aumento de massa específica aparente de 900 kg/m³ para 1000 kg/m³ provocou uma redução na produção de metano de 2,411.10⁻² para 1,563.10⁻⁴ L/kg.d, ou seja queda de 98%. A inibição da metanogênese com o aumento da massa específica aparente pode ser atribuída ao aumento da concentração de ácidos voláteis durante a fase acidogênica, cuja redução do potencial hidrogeniônico do meio pode ter inibido a atividade das bactérias metanogênicas (EL-FADEL et al, 2001; MARTÍNEZ e GOURDON, 1999)

Nota-se também através da Tabela 6, que o aumento da massa específica do resíduo atenuou a influência da umidade do resíduo na produção de biogás. De forma geral, o aumento da umidade acarretou fez com que o fator de emissão de biogás aumentasse. Para a massa específica de 800 kg/m³, o aumento de 49,2 % para 54,2 % provocou um incremento no fator de emissão de biogás de 128 %, enquanto que para a massa específica de 1000 kg/m³ o aumento foi de 80% nas mesmas condições.

CONCLUSÕES

A produção de biogás e metano se mostraram bastante dependentes das variáveis estudadas (umidade em base úmida e massa específica aparente) nos ensaios de degradação anaeróbia de resíduo sólido domiciliar compactado e enfardado em reatores. O aumento da massa específica de 800 kg/m³ para 1000 kg/m³ causou uma redução de 90% na produção de metano na umidade em base úmida de 54,2%.

O aumento da umidade influenciou diretamente no aumento da geração de biogás nos três grupos de reatores atestando que a umidade auxilia na decomposição da massa degradável, todavia com o aumento da massa específica aparente houve uma redução na geração de metano e atenuação da influência da umidade na produção de biogás.

A compactação com aumento da massa específica do resíduo sólido domiciliar pode inibir consideravelmente a atividade metanogênica, podendo ser uma estratégia importante para se reduzir emissões de gases de efeito estufa (CH_4) quando o seu reaproveitamento não é viável.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
2. BALDASANO, J. M., GASSÓ, S., PÉREZ, C. Environmental performance review and cost analysis of MSW landfilling by baling-wrapping technology versus conventional system. *Waste Management*, 23, p. 795 - 806, 2003.
3. BARLAZ, M. A. Forest products decomposition in municipal solid waste landfill. *Waste Management*, 26, p. 321 – 333, 2003.
4. EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. Department of Civil and Environmental Engineering, American University of Beirut, Lebanon, may 2001.
5. MARQUES, A. C. M. Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos. 2001. 408 f., Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - EESC/USP, São Carlos, 2001.
6. NAHAS, C.M.; FRANCOSE, N.C.T.; FOLLONI, R. Novas Tecnologias para Otimização de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários e de Inertes. Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, Brasil, 1996. Anais, Rio de Janeiro: IBAM, 2001.
7. MARTÍNEZ, F. R. & GOURGON, R. Effect of baling on the behaviour of domestic wastes: laboratory study on the role of pH in biodegradation Institute National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 1998.
8. MONTEIRO, J. H.P. et al. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos. Secretaria Especial do Desenvolvimento Urbano da Presidência da República. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.