



CAIO DE TEVES INÁCIO

**DINÂMICA DE GASES E EMISSÕES DE METANO  
EM LEIRAS DE COMPOSTAGEM**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Aline Sarmiento Procópio, D.Sc.

Co-orientador: Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc.

Rio de Janeiro  
2010



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

Caio de Teves Inácio

DINÂMICA DE GASES E EMISSÕES DE METANO  
EM LEIRAS DE COMPOSTAGEM

Rio de Janeiro  
2010

Inácio, Caio de Teves

Dinâmica de gases e emissões de metano na compostagem de resíduos orgânicos / Caio de Teves Inácio. – 2010. 95f.: il.

Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, 2010.

Orientadores: Aline Sarmento Procópio e Claudinei de Souza Guimarães

1. Resíduo orgânico. 2. Gases de efeito estufa. 3. Resíduo de alimento. 4. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. I. Procópio, Aline Sarmento Procópio. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título.

**DINÂMICA DE GASES E EMISSÕES DE METANO  
NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS**

CAIO DE TEVES INÁCIO

Dissertação de mestrado submetida ao corpo docente do Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química.

Rio de Janeiro, 17 de dezembro de 2010

Aprovado por:

\_\_\_\_\_  
(Orientadora: Aline Sarmento Procópio, D.Sc., EQ/UFRJ)

\_\_\_\_\_  
(Co-orientador: Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc., EQ/UFRJ)

\_\_\_\_\_  
(Magali Christe Cammarota, D.Sc., EQ/UFRJ)

\_\_\_\_\_  
(Denize Dias Carvalho, D.Sc., EQ/UFRJ)

\_\_\_\_\_  
(Sérgio Machado Corrêa, D.Sc., Química/UERJ)

## RESUMO

INÁCIO, Caio de Teves. **Dinâmica de gases e emissões de metano na compostagem de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

Os principais objetivos deste trabalho foram (1) caracterizar a dinâmica de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em uma leira estática de compostagem, (2) avaliar uma metodologia de monitoramento de emissões de metano, e (3) estimar um fator médio de emissão (kg de CH<sub>4</sub> por Mg de massa fresca), em uma leira estática de compostagem preparada com resíduos de comida, cama de cavalo e aparas de grama. As medições foram efetuadas com um analisador portátil para três gases simultâneos: O<sub>2</sub>, por sensor eletroquímico, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, por sensores infra-vermelho, com resolução de 0,1%. As emissões foram medidas com câmaras estáticas acopladas ao analisador. Os resultados mostraram que a leira de compostagem manteve-se predominantemente aeróbia (mais de 2/3 do volume com 10 a 18% de O<sub>2</sub>) em sua fase termofílica (53,3 °C ± 7,5 °C), porém com uma zona central anaeróbia (O<sub>2</sub> < 10%). As concentrações de O<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> apresentaram uma forte relação exponencial negativa ( $R^2 = 0,95$ ), demonstrando que abaixo de 10% de O<sub>2</sub> a atividade aeróbia de biodegradação se reduz fortemente passando a dividir importância com a atividade anaeróbia de biodegradação. A concentração de O<sub>2</sub> variou com a profundidade (distância da parede lateral) mas não variou quanto à altura na leira, enquanto o CH<sub>4</sub> variou em ambas direções. O CO<sub>2</sub> teve distribuição semelhante ao O<sub>2</sub>, mas com relação linear negativa ( $R^2 = 0,97$ ). Estimou-se que de 86 a 98% do metano gerado nas zonas anaeróbias da leira foram oxidados pela atividade metanotrófica da microbiota nas zonas aeróbias das camadas mais superficiais. O fator de emissão de CH<sub>4</sub> foi calculado em 1,2 kg.Mg<sup>-1</sup> massa fresca de resíduo.

Palavras-chave: resíduo orgânico, resíduo de alimento, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, gases de efeito estufa, monitoramento ambiental

## ABSTRACT

INÁCIO, Caio de Teves. **Gas dynamics and methane emissions in composting of organic waste**. Rio de Janeiro, 2010. (Dissertation - Master in Science in Environmental Engineering) – Polytechnic School and School of Chemistry. Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

The main goals of this study were (1) to measure O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> dynamics in a static composting windrow, (2) to evaluate the gas collection methodology applied and (3) to estimate an emission factor for methane (kg CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> of fresh waste), in a windrow of food waste, horse bedding with manure and grass clippings. Gas measurements were obtained by a portable gas meter for three gases: O<sub>2</sub>, electrochemical sensor, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, infra-red sensors, with 0.1% of resolution. Gases emissions were measured with static chamber connected directly to the analyzer. Results show that the windrow was aerobic (O<sub>2</sub> concentration in a range of 10-18% for 2/3 of the pile volume) during thermophilic phase (53.3 °C ± 7.5 °C) of composting process. CH<sub>4</sub> concentrations were negatively related to O<sub>2</sub> concentrations with an exponential relationship (R<sup>2</sup> = 0.95). Below 10% O<sub>2</sub>, aerobic microbial activity was strongly reduced, sharing importance with anaerobic biodegradation activity. O<sub>2</sub> concentration was affected by depth (distance from windrow wall) but was not affected by height, although CH<sub>4</sub> concentration was affected in both directions. CO<sub>2</sub> had a similar negative, but linear relationship with O<sub>2</sub> concentrations (R<sup>2</sup> = 0.97). An estimated 86-98% of methane produced in anaerobic inner zones of the windrow were oxidized by methanotrophic microbial activity in aerobic outer zones. Methane emission factor was calculated in 1.2 kg.Mg<sup>-1</sup> of fresh waste.

Key-words: organic waste, food waste, Clean Development Mechanism, green house gases, environmental monitoring

*Dedico este trabalho a toda minha família,  
a minha mulher, Viviane, e a meus futuros filhos e netos.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP e a Fundação Carlos Chagas de Apoio à Pesquisa no Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ, por terem financiado essa pesquisa, e à Empresa Brasileira de Infra-Estrutura Aeroportuária – INFRAERO, por ter cedido a área para os trabalhos de campo.

Agradeço à Professora D.Sc. Claudia Morgado pelo entusiasmo e perseverança na construção deste Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental.

Agradeço à Professora D.Sc. Aline Sarmiento Procópio pela orientação neste trabalho.

Agradeço ao Professor Ph.D. Paul Richard Momsen Miller pelos ensinamentos à respeito da compostagem de resíduos orgânicos.

Agradeço ao Engenheiro Agrônomo, e ex-estagiário, Camilo Teixeira pela parceria no trabalho de campo.

Agradeço ao Professor D.Sc. Claudinei da Souza Guimarães pela co-orientação.

## LISTA DE ABREVIATURAS

<b>IPCC</b>	Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas ( <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> )
<b>UNFCCC</b>	Convenção Quadro das Nações Unidas para Mudanças Climáticas ( <i>United Nations Framework for Convention on Climate Change</i> )
<b>MDL</b>	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
<b>RCE</b>	Reduções Certificáveis de Emissões
<b>CO<sub>2</sub>- eq</b>	CO <sub>2</sub> equivalente
<b>tCO<sub>2</sub>- eq</b>	Tonelada métrica de CO <sub>2</sub> equivalente (ou Megagrama de CO <sub>2</sub> equivalente)
<b>GEE</b>	Gases do Efeito Estufa
<b>GWP</b>	Potencial de Aquecimento Global ( <i>Global Warming Potential</i> )
<b>DPL</b>	Distância da Parede Lateral
<b>EFcompostagem</b>	Fator de emissão de metano na compostagem, em kg.Mg <sup>-1</sup> de massa fresca (MF) de resíduo
<b>MF</b>	Massa fresca (MF) de resíduo

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1 -</b>	(a) Emissões antropogênicas globais de GEE de 1970 até 2004 (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O e fluor-carbonos). (b) Contribuição dos diferentes GEE em relação às emissões totais em 2004, em termos de CO <sub>2</sub> -eq. (c) Contribuição dos diferentes setores em relação às emissões totais de GEE em 2004, em termos de CO <sub>2</sub> -eq. (Extraído de: IPCC, 2007)	5
<b>Figura 2 -</b>	Comparativo teórico das emissões de gases de efeito estufa entre sistemas anaeróbios de tratamento e o sistema aeróbio de compostagem: (a) aterros de resíduos sólidos urbanos; (b) processos anaeróbios de tratamento de dejetos suínos; (c) processo aeróbio de compostagem. (Fonte: Elaboração própria)	6
<b>Figura 3 -</b>	Variação típica de temperatura em processos de compostagem. A55: área do gráfico de temperatura acima de 55 °C. A40: área do gráfico de temperatura acima de 40 °C (Extraído de: MASON, MILKE, 2005b).	9

<b>Figura 4 -</b>	Representação esquemática do processo de compostagem, considerando o método em leiras estáticas com aeração passiva (Extraído de: INÁCIO, MILLER, 2009).	10
<b>Figura 5 -</b>	Esquema funcional de uma câmara dinâmica cobrindo uma pilha de compostagem (Fonte: AMILINGER et al., 2008).	13
<b>Figura 6 -</b>	Esquema do uso de câmaras estáticas para coleta de amostras gasosas (por seringas) de uma leira de compostagem (Fonte: SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010).	16
<b>Figura 7 -</b>	Esquema do uso de funis para coleta de amostras gasosas de uma leira de compostagem (Fonte: MANIOS et al., 2007).	16
<b>Figura 8 -</b>	Desenho esquemático do sistema de medição de fluxo de gases de uma pilha de esterco por uso de métodos micrometeorológicos (Fonte: SOMMER et al., 2004).	19
<b>Figura 9 -</b>	Representação esquemática da câmara dinâmica para medição de emissões gasosas de pilhas de compostagem (Fonte: PAILLAT et al., 2005).	21
<b>Figura 10 –</b>	Localização do pátio de compostagem (imagem Google)	24
<b>Figura 11 –</b>	Detalhe do entorno do pátio de compostagem (Imagem gentilmente cedida por Dr. Claudinei de Souza Guimarães).	26
<b>Figura 12 –</b>	Trabalho de montagem da leira de compostagem que foi monitorada (leira nº 10) (Foto: Caio de Teves Inácio).	28
<b>Figura 13 –</b>	Vista do pátio de compostagem (Foto: Caio de Teves Inácio).	29
<b>Figura 14 -</b>	Representação esquemática da metodologia de monitoramento das leiras de compostagem com analisador de gases portátil e termopar tipo K digital de haste longa.	31
<b>Figura 15 –</b>	Pesquisador realizando o trabalho de campo (Foto: Caio de Teves Inácio).	32
<b>Figura 16 –</b>	Montagem do aparato para amostragem dos gases (Foto: Caio de Teves Inácio).	33
<b>Figura 17 –</b>	Detalhe da leitura das concentrações internas ( $O_2/CO_2/CH_4$ ) (Foto: Caio de Teves Inácio).	33
<b>Figura 18 –</b>	Conjunto de acessórios para realização da amostragem das concentrações de gases (Foto: Caio de Teves Inácio).	34
<b>Figura 19 –</b>	Detalhe da ponta do tubo de amostragem dos gases (Foto: Caio de Teves Inácio).	35

<b>Figura 20</b> –	Detalhe da colocação da câmara de amostragem de emissões (CH <sub>4</sub> ) sobre a leira de compostagem (Foto: Caio de Teves Inácio).	36
<b>Figura 21</b> –	Analisador de gases O <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub> Columbus Instruments (Foto: Caio de Teves Inácio).	36
<b>Figura 22</b> –	Esquema do procedimento de calibração (Manual do fabricante).	39
<b>Figura 23</b> –	Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de temperatura.	41
<b>Figura 24</b> –	Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de concentração de O <sub>2</sub> (%v/v).	43
<b>Figura 25</b> –	Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de concentração de CO <sub>2</sub> (%v/v).	43
<b>Figura 26</b> -	Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de concentração de CH <sub>4</sub> (%v/v).	44
<b>Figura 27</b> -	Gráficos das médias de temperatura (a) e concentração de gases, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> (b,c,d, respectivamente), em três diferentes alturas e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL) ou profundidades dentro de uma leira estática de compostagem em fase termofílica. A DPL 60 cm representa o centro da leira. Dimensões da leira: 1,2 x 0,9 x 16,0m. Resíduos utilizados: grama; restos de alimentos e cama-de-cavalo.	45
<b>Figura 28</b> -	Gráficos de relação das médias das concentrações de O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> em uma leira estática de compostagem na fase termofílica.	49
<b>Figura 29</b> -	Gráficos de relação das médias das concentrações de O <sub>2</sub> e Temperatura (a); e entre CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> (b) em uma leira estática de compostagem na fase termofílica. R <sup>2</sup> = coeficiente de determinação.	50
<b>Figura 30</b> –	Gráfico das médias e desvio padrão da emissão de CH <sub>4</sub> durante o monitoramento das emissões da leira de compostagem (a); e equação linear ajustada às médias obtidos (b). <i>S</i> = desvio padrão; <i>R-Sq</i> (R <sup>2</sup> ) = coeficiente de determinação; <i>R-sq</i> ( <i>adj</i> ) = coeficiente ajustado.	52
<b>Figura 31</b> –	Relação entre as médias das concentrações de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> nas amostras gasosas em diferentes alturas e na emissão atmosférica (topo) e uma leira estática de compostagem.	53
<b>Figura 32</b> –	Intervalos das médias das amostras gasosas de emissão (a) e médias e desvios (b) das concentrações de CH <sub>4</sub> (%v/v)	55

conforme o agrupamento. Todos = todo o conjunto de dados; 30cm = dados das câmaras posicionadas à 30 cm da parede lateral e 60cm = dados das câmaras posicionadas à 60 cm da parede lateral (meio).

- Figura 33** – Comparação entre valores de fator de emissão de metano ( $\text{g CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MF}$ ) considerando os dados da literatura (referências deste estudo). Os trabalhos podem ser divididos em dois grupos, o de leiras maiores, com leiras de 32,0 a 110,0 toneladas de resíduos e, o grupo restante, que trabalhou com leiras de 0,3 a 6,0 toneladas de massa fresca de resíduo por leira. A linha vermelha representa o valor para fator de emissão sugerido como padrão pelo IPCC para projetos de pequena escala. 61
- Figura 34** – Gráfico comparativo das emissões de metano pela compostagem (MDL) e o aterro sanitário (linha de base) sem recuperação de metano, em  $\text{tCO}_2\text{-eq}$ , gerados por 4190,6 toneladas de resíduos orgânicos depositados anualmente, durante 10 anos. O valor 4190,6 toneladas é a soma das médias anuais de resíduos destinados a cinco projetos de compostagem de pequena escala. Metodologia de cálculo: AMS.III.F, UNFCCC (Fonte: INÁCIO et al., 2009). 68

#### LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Informações comparativas entre métodos de compostagem. Extraído de: INÁCIO, MILLER, 2009. 12
- Tabela 2** - Composição dos diferentes resíduos empregados na compostagem, médias e desvios padrão, entre parenteses. 27
- Tabela 3** - Especificação do analisador portátil para  $\text{O}_2/\text{CO}_2/\text{CH}_4$  da Columbus Instruments (Ohio, EUA). 37
- Tabela 4** - Médias e desvios padrão da concentração de gases,  $\text{O}_2$  (%),  $\text{CO}_2$  (%) e  $\text{CH}_4$  (%), e temperatura ( $^\circ\text{C}$ ) de uma leira estática de compostagem com a aeração passiva conforme amostragem em três diferentes alturas da leira e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL). Rio de Janeiro, 2009. 42
- Tabela 5** - Resumo dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) equações de regressão para algumas relações entre as concentrações de diferentes gases e temperatura em uma leira estática de compostagem. 47
- Tabela 6** - Quadro comparativo entre dados da literatura: fatores de emissão (EF) de metano ( $\text{CH}_4$ ), por massa fresca (MF) de resíduo, em relação à metodologia de medição, ao tipo de resíduo, à técnica de compostagem e as dimensões das leiras. 59

**LISTA DE EQUAÇÕES**

<b>Equação 1 -</b>	Cálculo da densidade de fluxo superficial de gases, adotada por Sommer et al.(2004).	18
<b>Equação 2 -</b>	Cálculo das concentrações dos gases, adotada por PAILLAT et al. (2005).	22
<b>Equação 3 -</b>	Cálculo do fator de emissão da compostagem, <i>EF<sub>compostagem</sub></i> , em g CH <sub>4</sub> .kg <sup>-1</sup> de massa fresca de resíduo.	40
<b>Equação 4 -</b>	Ferramenta metodológica para determinação da linha de base para emissões de metano em aterros sanitários.	67

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	1
<b>1.1 Justificativa e Objetivos</b> .....	1
<b>2. REVISÃO DA LITERATURA</b>	4
<b>2.1 Emissões de gases-estufa: contribuição da geração de resíduos orgânicos</b> .....	4
<b>2.2 Compostagem de resíduos: processo e métodos</b> .....	7
<b>2.3 Medições de GEE e outras emissões gasosas em processos de compostagem</b> .....	13
<b>3. ÁREA DO ESTUDO</b>	24
<b>4. METODOLOGIA</b>	27
<b>4.1 Leira de compostagem</b> .....	27
<b>4.2 Medições de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub></b> .....	30
<b>4.3 Características do analisador de gases</b> .....	36
<i>4.3.1 Teoria de funcionamento dos sensores</i> .....	38
<i>4.3.2 Calibração</i> .....	39
<b>4.4 Cálculo das emissões de CH<sub>4</sub></b> .....	40
<b>5. RESULTADOS</b>	41
<b>5.1 Temperatura</b> .....	41
<b>5.2 Dinâmica de Gases: O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub></b> .....	42
<b>5.3 Emissões de CH<sub>4</sub></b> .....	51
<b>6. DISCUSSÃO</b>	56
<b>6.1 Dinâmica de Gases: O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub></b> .....	56
<b>6.2 Emissões de CH<sub>4</sub></b> .....	57
<b>6.3 Metodologias de medição</b> .....	62
<b>6.4 Papel da compostagem na mitigação de emissões de GEEs</b> .....	64
<i>6.4.1 Potencial de mitigação de emissões metano por projetos de compostagem</i> .....	66
<b>7. CONCLUSÃO</b> .....	70
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	73
<b>ANEXOS: DADOS DE CAMPO</b> .....	78

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 Justificativa e Objetivos

Diversas atividades econômicas têm contribuído para o aumento da concentração de metano ( $\text{CH}_4$ ), um gás do efeito estufa, na atmosfera. Atualmente a concentração de metano na atmosfera é de 1732 ppb contra 715 ppb da era pré-industrial (IPCC, 2007). Estima-se que o tratamento e disposição de resíduos urbanos representem 13% das emissões antropogênicas de metano, e os dejetos das criações animais em confinamento (suínos, aves e gado) responderiam por 4% dessas emissões anuais (BARTON et al., 2008). Os resíduos sólidos orgânicos urbanos são comumente depositados em aterros sanitários ou, em muitos casos, em aterros sem a engenharia adequada. Os dejetos de animais, especialmente de suínos e bovinos confinados, são frequentemente tratados em lagoas facultativas ou armazenados em esterqueiras. Em ambos os casos, ocorre a biodecomposição anaeróbia da matéria orgânica que gera gás metano.

No entanto, tecnologias de compostagem têm sido usadas com sucesso para o tratamento de resíduos orgânicos oriundos da agricultura, de processos industriais e de atividades urbanas. Alguns exemplos são a compostagem de restos de alimentos, de dejetos de suínos, aves e bovinos confinados, de tortas de filtro de cana-de-açúcar, e de lodos de esgoto (biossólidos) (BARREIRA et al., 2006; CORREA et al., 2007; COSTA et al. 2009; SEDIYAMA et al., 2000; VANOTTI et al., 2008). A compostagem se caracteriza por ser um processo biológico aeróbio e termofílico, controlado e manejado, de degradação de sólidos orgânicos, que resulta em um produto orgânico mais estável, química e biologicamente, para uso como insumo agrícola (EPSTEIN, 1997;

VANDERGHEYNST et al., 1997). Por ser um processo aeróbio a compostagem gera baixas quantidades de metano por tonelada de resíduo orgânico em comparação com formas de tratamento anaeróbio ou disposição em aterro (AMLINGER et al., 2008; BARTON et al., 2008; PICKIN et al., 2002; VANOTTI et al., 2008).

Desta forma, a compostagem de resíduos apresenta grande potencial como estratégia (ação) de mitigação das emissões de metano, mesmo no contexto de amplos sistemas de gestão de resíduos urbanos, agrícolas ou agroindustriais. A Convenção Quadro das Nações Unidas para as Mudanças Climáticas (*United Nations Framework for Convention on Climate Change* - UNFCCC, na sigla em Inglês) apresenta algumas metodologias aprovadas para cálculo de balanço de emissões e reduções certificadas de carbono (RCE), em projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) que incluem a compostagem.

No entanto, certas condições de operação do processo de compostagem podem levar a emissões relativamente mais altas de metano do que o esperado devido a condições de anaerobiose ou parcial aerobiose (THOMPSON et al., 2004). A compostagem pode ser realizada seguindo diferentes métodos, com diferentes tipos de resíduos e em diferentes escalas. Todas essas são condições que influenciam as emissões de metano porque interferem nos fatores ecológicos<sup>1</sup> que governam o processo biológico da compostagem, principalmente a disponibilidade de oxigênio para a atividade biológica (MILLER, 1993). Por isso, as emissões de metano podem variar fortemente de um processo para outro, dependendo do manejo. Portanto, a dinâmica de gases e a emissão de metano em leiras de compostagem são um indicador da eficiência do processo biológico aeróbio e termofílico desejado.

---

<sup>1</sup> Entende-se por fatores ecológicos no processo de compostagem a temperatura, a concentração de O<sub>2</sub>, a umidade, o pH, potencial de oxi-redução, disponibilidade de carbono e nitrogênio, entre outros que podem vir a influenciar a atividade microbiológica.

Em função disto, é pertinente que se adotem metodologias de estudo da dinâmica de gases e monitoramento de emissões para cada processo específico. Diversos autores têm empregado, comparado e sugerido metodologias diferentes, como: o uso de câmaras dinâmicas (AMILINGER et al., 2008; FUKUMOTO et al., 2003; PAILLAIT et al., 2005; THOMPSON et al., 2004); amostragem interna (MANIOS et al., 2007); câmaras estáticas (SOMMER et al., 2004; SZANTO et al., 2007); ou ainda técnicas de dispersão micrometeorológicas – fluxo horizontal integrado (FHI) e modelos estocásticos Lagrangianos (SOMMER et al., 2004). Todas essas metodologias diferem quanto à escala e quanto ao tipo e resolução dos analisadores de gases, que podem ser equipados com sensores de infravermelho, fotoacústicos, ou de absorção laser.

Portanto, o objetivo principal do trabalho foi avaliar a dinâmica dos gases do processo de uma unidade de compostagem de resíduos em operação no Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro. Os objetivos específicos foram (1) caracterizar a dinâmica de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> na leira estática de compostagem, (2) avaliar uma metodologia de monitoramento de emissões de metano, e (3) estimar um fator médio de emissão, em kg de CH<sub>4</sub> por Mg de massa fresca (MF) de resíduo (kgCH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> MF).

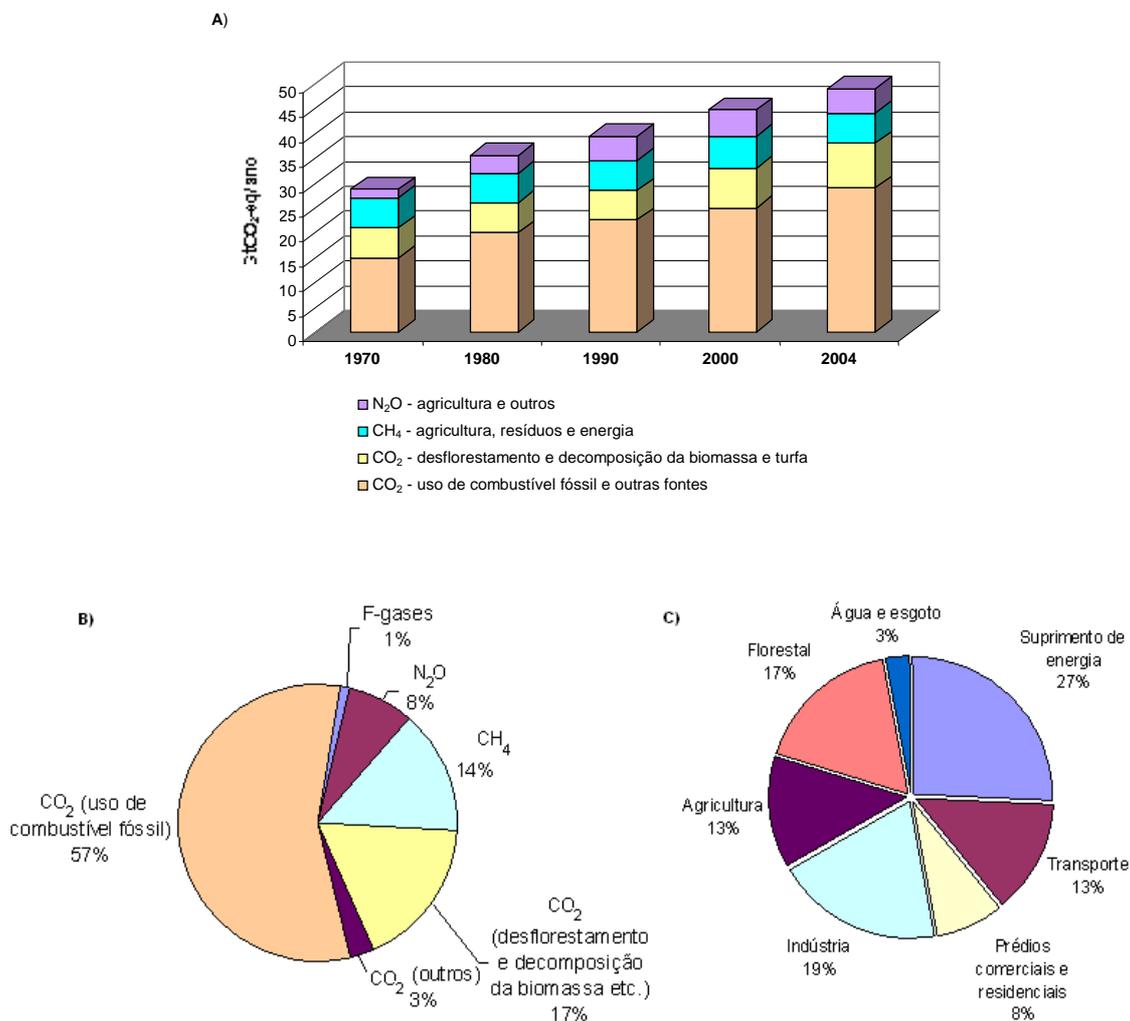
## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Emissões de gases-estufa: contribuição da geração de resíduos orgânicos

O aumento acentuado da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, especialmente dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), tem sido atribuído às fontes antropogênicas de emissões que constituem as diversas atividades econômicas como transporte, produção industrial, produção agropecuária, e produção de energia. (Figura 1). As emissões oriundas da geração, armazenamento, manipulação e tratamento de resíduos orgânicos fazem parte dos cálculos para inventário de emissões e projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo tanto no setor de resíduos urbanos quanto no setor da agricultura, neste último em função da geração de dejetos de animais (IPCC, 2007).

Para o Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC*), “o aquecimento do sistema climático é inequívoco” e é causado pelo aumento dos GEE na atmosfera resultante das emissões das atividades humanas (IPCC, 2007). As emissões globais antropogênicas de GEE aumentaram cerca de 70% apenas entre 1970 e 2004. A concentração atmosférica de  $\text{CO}_2$  saltou de 280 ppm para 379 ppm até 2005. O  $\text{CH}_4$  teve sua concentração atmosférica elevada de 715 ppb para 1732 ppb, e o  $\text{N}_2\text{O}$  de 270 ppb para 319 ppb até 2005 (IPCC, 2007). Evidências sustentam essa afirmação como as observações de aumento da média global de temperatura do ar e de oceanos, derretimento de neve e gelo e aumento do nível dos mares. Projeções do IPCC asseguram que o aquecimento global continuado resultará em mudanças climáticas globais relevantes que justificam ações de redução de emissões (mitigação) de gases de efeito estufa. Essas ações de mitigação se traduziram em compromissos entre Países signatários na Convenção do Clima.

Na Figura 1 apresenta quantificação das emissões antropogênicas globais de GEE, as contribuições dos diferentes GEE e os diferentes setores em relação as emissões totais.

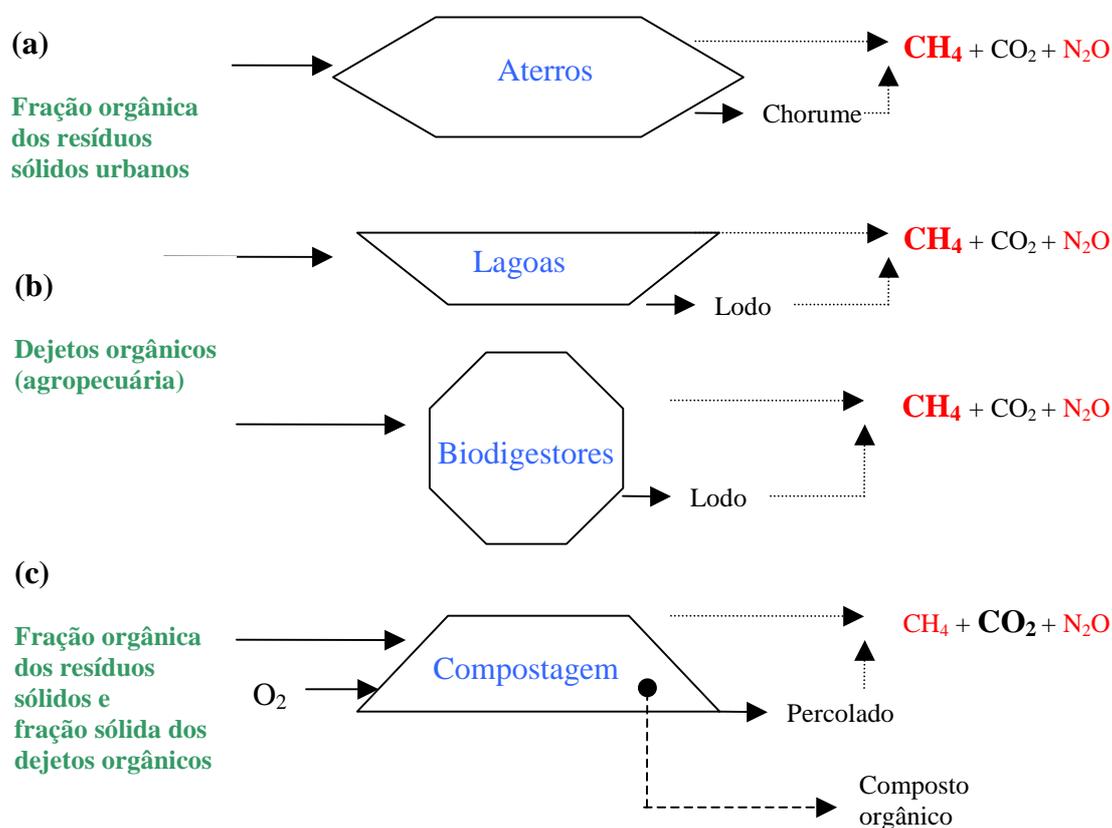


**Figura 1** - (a) Emissões antropogênicas globais de GEE de 1970 até 2004 (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e fluor-carbonos). (b) Contribuição dos diferentes GEE em relação às emissões totais em 2004, em termos de CO<sub>2</sub>-eq<sup>2</sup>. (c) Contribuição dos diferentes setores em relação às emissões totais de GEE em 2004, em termos de CO<sub>2</sub>-eq (Extraído de: IPCC, 2007).

Considerando apenas o metano (CH<sub>4</sub>), estima-se que o tratamento e disposição de resíduos urbanos representem 13% das emissões antropogênicas de GEE (IPCC,

<sup>2</sup> **Emissão CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>-equivalent emission)** é a quantidade de emissões de CO<sub>2</sub> que podem causar a mesma forçante radiativa integrada no tempo, em um dado horizonte de tempo, como uma quantidade emitida de GEE de vida longa ou uma mistura de GEE. A emissão equivalente de CO<sub>2</sub> é obtida pela multiplicação da emissão de um GEE pelo seu Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential -GWP*) para um dado horizonte de tempo. Para uma mistura de GEE, a emissão equivalente de CO<sub>2</sub> é obtida pela soma das emissões equivalentes de CO<sub>2</sub> de cada gás. Emissão equivalente de CO<sub>2</sub> é um padrão e uma métrica útil para comparações de emissões de diferentes GEE mas não implica na mesma resposta em mudança climática. **Concentração CO<sub>2</sub> equivalente** é a concentração de CO<sub>2</sub> que poderia causar a mesma quantidade de forçante radiativa que uma dada mistura de CO<sub>2</sub> e outros componentes forçantes (IPCC, 2007).

2007). Os aterros sanitários são as principais fontes dessas emissões, seguidos dos sistemas de tratamento de águas residuárias. Os dejetos das criações animais em confinamento (suínos, aves e gado) responderiam por 4% das emissões anuais de metano (BARTON et al., 2008). As emissões de  $N_2O$  são consideradas insignificantes nos aterros, mas ganham alguma importância no tratamento anaeróbio/semi-aeróbio de águas residuárias e dejetos suínos, que contém nitrogênio em maior concentração (IPCC, 2007, VANOTTI et al., 2008). Na Figura 2 pode ser observado o comparativo teórico das emissões de GEE entre sistemas anaeróbios e aeróbios de disposição e tratamento de diferentes resíduos orgânicos.



**Figura 2** - Comparativo teórico das emissões de gases de efeito estufa entre sistemas anaeróbios de tratamento e o sistema aeróbio de compostagem: (a) aterros de resíduos sólidos urbanos; (b) processos anaeróbios de tratamento de dejetos suínos; (c) processo aeróbio de compostagem. (Fonte: Elaboração própria)

Como apresentado na Figura 2, a geração de metano predomina nos sistemas anaeróbios (a e b) e este gás pode ser aproveitado na geração de energia ou

simplesmente queimado. Em todos os casos apresentados, apenas o metano e o óxido nitroso são contabilizados como gases-estufa, já que o CO<sub>2</sub> emitido foi capturado via fotossíntese. A geração de GEE nos sistemas de tratamento de resíduos urbanos pode ser fortemente reduzida através de sistemas aeróbios controlados de compostagem e processos térmicos de aproveitamento de energia (IPCC, 2007). Sistemas aeróbios controlados de compostagem também são indicados para o manejo dos dejetos animais na agropecuária.

Para Barton et al. (2008), o gerenciamento de resíduos orgânicos tem potencial para ser uma rota de fluxo de recursos para países em desenvolvimento via Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), geradores de Reduções Certificáveis de Emissões (RCE) no âmbito do Protocolo de Kioto. Esta conclusão se baseou na análise de ciclo de vida de arranjos de tratamento e disposição de resíduos já estabelecidos e largamente encontrados, em países desenvolvidos ou em desenvolvimento. Os cenários mais favoráveis, em termos de carbono-eficiência, foram os que incluem e/ou associam a compostagem e a digestão anaeróbia com aproveitamento energético (ADHIKARI et al., 2006; BARTON et al.; 2008, PICKIN et al., 2002).

## **2.2 Compostagem de resíduos: processo e métodos**

A definição de compostagem pode variar conforme o enfoque microbiológico, agrônomico ou de engenharia ambiental. Mas todas ressaltam o caráter aeróbio e termofílico, o que exclui totalmente processos anaeróbios.

A compostagem é um processo de biodecomposição da matéria orgânica dependente de oxigênio e com geração de calor, levando a temperaturas típicas de 50 °C a 65 °C, e picos que podem chegar a mais de 70 °C. A seguir duas definições com variações de enfoque:

· “O processo de compostagem pode ser definido como a decomposição aeróbia e termofílica de resíduos orgânicos por populações microbianas quimiorganotróficas existentes nos próprios resíduos, sob condições controladas, que produz um material parcialmente estabilizado de lenta decomposição, quando em condições favoráveis” (CARDOSO et al., 1992).

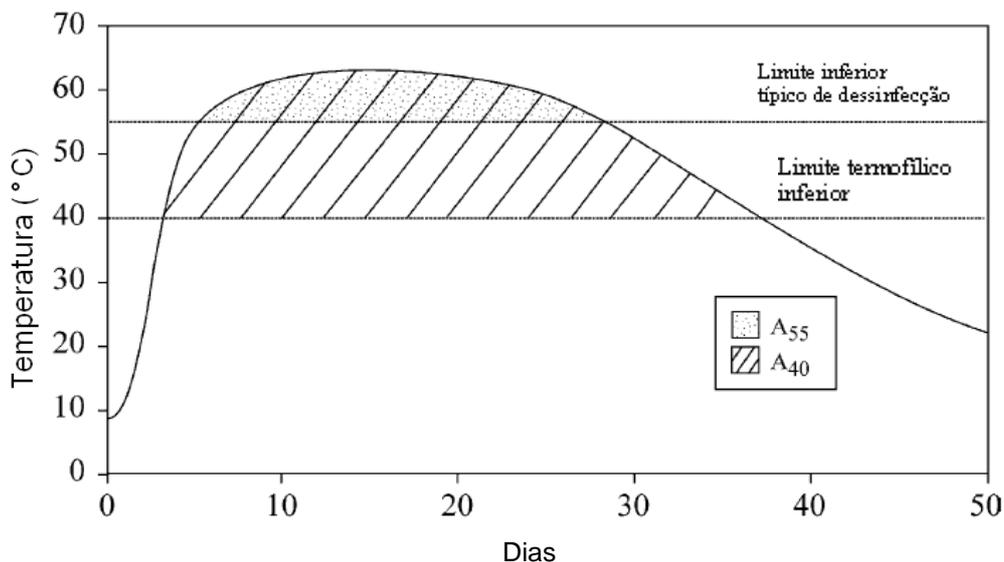
· “Compostagem é a decomposição biológica e estabilização de substratos orgânicos, sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas termofílicas como resultado do calor produzido biologicamente, para produzir um produto final que é estável, livre de patógenos e sementes de plantas e pode ser benéficamente aplicado na terra” (HAUG, 1993).

Epstein (1997) ressalta ainda, em sua definição para compostagem, o caráter “controlado” da decomposição biológica que leva a um “produto estável semelhante ao húmus”, denominado de composto orgânico. Como bem resume Epstein, a compostagem é “manejada ou otimizada” para atingir certos objetivos, os quais são:

- Decompor matéria orgânica potencialmente putrescível para um estado estável e produzir um material que possa ser usado para o melhoramento do solo ou outros benefícios;
- Decompor resíduos em um material benéfico: a compostagem pode ser economicamente favorável como alternativa quando comparada aos custos dos métodos convencionais de disposição de resíduos;

- Tratar resíduos orgânicos infectados com patógenos para que possam ser usados benéficamente e de maneira segura.

Na Figura 3 pode-se observar a curva esperada de temperatura para um processo de compostagem aeróbio e termofílico.



**Figura 3** – Variação típica de temperatura em processos de compostagem. A<sub>55</sub>: área do gráfico de temperatura acima de 55 °C. A<sub>40</sub>: área do gráfico de temperatura acima de 40 °C (Extraído de: MASON, MILKE, 2005b).

A compostagem é um processo biológico e de ecologia complexa por envolver grupos variados de micro-organismos em sucessão que transformam o substrato em decomposição e que afetam e são afetados pelos fatores físicos e bioquímicos envolvidos durante o processo. Diferencia-se da simples decomposição da matéria orgânica que ocorre na natureza por ser um processo com predominância da ação de micro-organismos termófilos e transcorrer em temperaturas em torno de 60 °C na massa em decomposição (Figura 3). Dois grupos principais de micro-organismos agem na compostagem: os mesófilos que possuem atividade ótima até 45 °C; e os termófilos que atuam numa faixa acima de 45 °C até 75 °C (MILLER, 1993).

Temperaturas termofílicas são extremamente desejáveis no tratamento de resíduos através da compostagem por destruírem muitos patógenos e larvas de mosca. Normas para operação de pátios de compostagem têm apontado uma temperatura crítica

para destruição de patógenos humanos a partir de 55 °C. Do ponto de vista agrônomo, esta temperatura é capaz de destruir muitos patógenos de plantas, sendo que 63°C é a temperatura crítica para inviabilizar sementes de ervas daninhas (RYNK, 1992). A ação de degradação biológica usa o O<sub>2</sub> disponível para transformar o carbono do substrato orgânico e obter energia, o que libera CO<sub>2</sub>, água e calor, conforme apresentado na Figura 4.

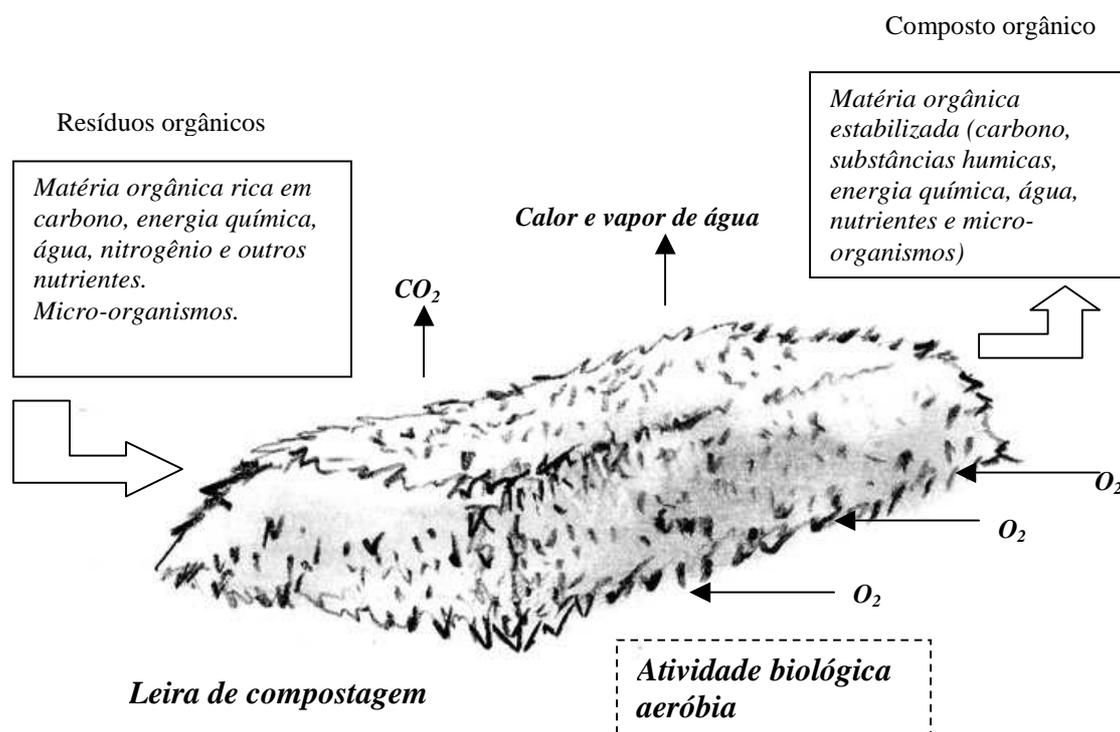


Figura 4 – Representação esquemática do processo de compostagem, considerando o método em leiras estáticas com aeração passiva (Extraído de: INÁCIO, MILLER, 2009).

Diferentes métodos de compostagem buscam promover e controlar este processo biológico intenso que se reflete na temperatura. O mais comum deles é a montagem de leiras em camadas dos diferentes materiais orgânicos – resíduos vegetais, esterco, resíduos orgânicos industriais e serragens etc. - com revolvimentos ou aeração passiva ou forçada. Existem também tecnologias baseadas em reatores fechados automatizados. Pode-se identificar quatro fases distintas no processo de compostagem:

**Fase Inicial ou de aquecimento:** ocorre a expansão das colônias de micro-organismos mesófilos e intensificação da ação de decomposição, liberação de calor e elevação rápida da temperatura.

**Fase Termófila:** caracterizada por temperaturas acima de 45 °C, predominando a faixa de 50 a 65 °C, quando ocorre plena ação de micro-organismos termófilos, com intensa decomposição do material, com formação de água, e manutenção da geração de calor e vapor d'água. A dinâmica de fluxo de ar (aeração) na leira de compostagem é fortemente influenciada nesta fase. O calor gerado impulsiona a aeração por convecção. A acelerada decomposição pode ocasionar o colapso do substrato orgânico, reduzindo a porosidade e dificultando fortemente o suprimento de ar (oxigênio).

**Fase Mesófila:** fase de degradação de substâncias orgânicas mais resistentes por micro-organismos mesófilos, redução da atividade microbiana e consequente queda da temperatura da leira e perda de umidade. Enquanto a fase termófila anterior é dominada por bactérias, daqui em diante os fungos e actinomicetos têm papéis relevante.

**Maturação:** ocorre a maturação do composto com formação de substâncias húmicas<sup>3</sup>, a atividade biológica é baixa e o composto perde a capacidade de auto-aquecimento. Agora, a decomposição ocorre a taxas muito baixas e prosseguirá quando o composto orgânico for aplicado no solo, liberando nutrientes para a solução do solo, os quais poderão ser absorvidos pelas raízes das plantas (Epstein, 1997 ).

A Tabela 1 traz um comparativo entre os diferentes grupos de métodos de compostagem relacionando vantagens e limitações observadas. Há três características que distinguem os métodos de compostagem: frequência de revolvimentos da leira, presença ou ausência de aeração forçada, e o confinamento ou não do material em reatores. É comum a combinação das diferentes estratégias em fases.

---

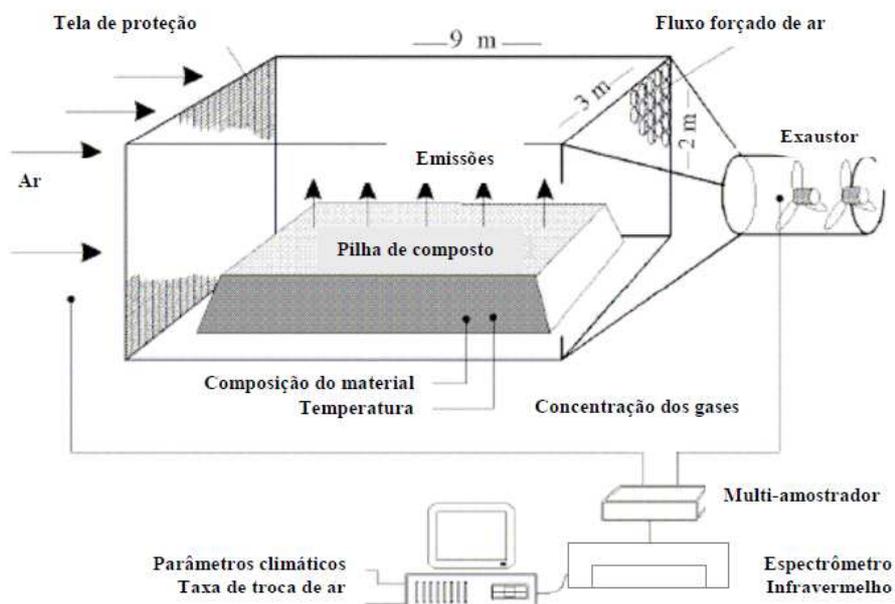
<sup>3</sup> Substâncias Húmicas são moléculas orgânicas de cadeia longa e alto peso molecular resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica no solo, também formadas no processo de compostagem. Dividem-se conforme sua solubilidade em solução ácida ou alcalina (fracionamento químico), em ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina, sendo esta última insolúvel.

**Tabela 1 – Informações comparativas entre métodos de compostagem.** Extraído de: INÁCIO, MILLER, 2009.

<b>Método de compostagem</b>	<b>Leiras estáticas com aeração passiva (Método UFSC)</b>	<b>Leiras com revolvimento periódico</b>	<b>Leiras com aeração forçada</b>	<b>Compostagem em reatores (In-vessel systems)</b>
<b>Vantagens</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Baixo custo de implantação.</li> <li>-Simplicidade de operação.</li> <li>-Necessita áreas menores em relação ao método de leiras revolvidas.</li> <li>-Não utiliza energia externa.</li> <li>-Satisfatório controle de odores.</li> <li>- Mínimização da geração de chorume.</li> <li>-Pouca exigência de máquinas e equipamentos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Baixo custo de implantação.</li> <li>-Simplicidade de operação e uso de máquinas comuns.</li> <li>-Menor exigência de acompanhamento técnico especializado em comparação com outros métodos.</li> <li>-Flexibilidade de processar grandes volumes de resíduos.</li> <li>-Produção de composto homogêneo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Médio investimento inicial.</li> <li>-Maior controle do processo, temperatura e aeração.</li> <li>-Permite menor tempo de compostagem que as leiras revolvidas.</li> <li>-Melhor controle de odores.</li> <li>-Possibilidade de uso de biofiltros.</li> <li>-Menor necessidade de área que as leiras revolvidas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Aceleração da fase de degradação ativa (maturação mais prolongada).</li> <li>-Melhor controle do processo de compostagem, aeração e temperatura.</li> <li>-Possibilidade de automação</li> <li>- Menor demanda por área</li> <li>-Possibilidade para controlar odores via biofiltros.</li> <li>-Potencial para recuperação de energia térmica (dependendo do sistema).</li> <li>-Independência de agentes climáticos.</li> </ul>
<b>Desvantagens</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Dependente de operadores bem treinados e com conhecimento do processo da compostagem.</li> <li>-Utiliza muito material vegetal de lenta degradação (ex.:serragem) o que pode ser difícil de ser conseguido em alguns locais e elevar o custo da operação.</li> <li>-Montagem das leiras é mais demorada.</li> <li>-Em alguns casos pode exigir o peneiramento do composto para retirada de materiais de lenta degradação como a serragem remanescente, por exemplo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Necessita de áreas maiores em relação ao método de leiras estáticas.</li> <li>-Necessidade de máquinas para o revolvimento e maior intensidade de uso, elevando o custo de manutenção e operação.</li> <li>-Elevada produção de chorume e difícil controle de odores.</li> <li>-A constante movimentação de máquinas fica dificultada em períodos chuvosos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Custo de implantação com equipamentos de aeração específicos.</li> <li>-Utiliza energia externa (elétrica).</li> <li>-Necessidade de bom dimensionamento do sistema de aeração e controle dos aeradores.</li> <li>-Custo com manutenção de equipamentos, aeradores e tubos perfurados.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Elevado investimento inicial.</li> <li>-Maior custo de operação e manutenção com os equipamentos (sistemas mecânicos especializados).</li> <li>- Maior produção de chorume na fase de degradação ativa.</li> <li>-Utiliza energia externa.</li> <li>-Menor flexibilidade operacional para tratar volumes variáveis de resíduos.</li> <li>-Risco de erro difícil de ser reparado se o sistema for mal dimensionado ou a tecnologia proposta for inadequada.</li> <li>-Tecnologias licenciadas.</li> </ul>

### 2.3 Medições de GEE e outras emissões gasosas em processos de compostagem

A literatura apresenta diferentes metodologias sendo aplicadas nas investigações sobre emissões gasosas em processos de compostagem. O número de trabalhos nesta área não é grande e o uso de diferentes métodos dificulta as comparações de dados e demonstra a necessidade de estabelecimento de protocolos. As emissões gasosas de interesse são: (a)  $\text{CO}_2$  – indicador da atividade biológica; (b)  $\text{CH}_4$  – gás do efeito estufa; (c)  $\text{NH}_3$  – perdas significantes de nitrogênio; e (d)  $\text{N}_2\text{O}$  – gás de efeito estufa e que contribui para a destruição da camada de ozônio (RAVISHANKARA et al., 2009). A Figura 5 apresenta um esquema de uma câmara dinâmica para medição de emissões de leiras de compostagem.



**Figura 5** - Esquema funcional de uma câmara dinâmica cobrindo uma pilha de compostagem (Fonte: AMILINGER et al., 2008).

Amlinger et al. (2008) trazem uma proposta bem robusta de metodologia para medição de emissões de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> em leiras de compostagem, como visto na Figura 5. Esses autores propõem o uso de câmaras dinâmicas (ou câmaras estáticas abertas) sobre as leiras, com dimensões de 9 x 3 x 2 m, e o monitoramento contínuo com análise de concentrações (emissões de GEE) com uso de um espectrômetro de FTIR (Infravermelho com Transformada de Fourier). A metodologia proposta seria apropriada para se ter uma linha de base confiável sobre as emissões, em termos de g de emissões por tonelada<sup>4</sup> de resíduo processado, porque permite o monitoramento do processo em escala industrial ou de campo, e não apenas a inferência baseada em testes de menor escala. Para determinar as concentrações dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> e N<sub>2</sub>O, as amostras foram analisadas no espectrômetro de infravermelho (FTIR) após passar por um condensador para retirada da umidade a qual interfere nas medidas. As medidas das concentrações dos gases (coletadas a cada 3,0 min), bem como as variáveis de referência (temperatura, pressão, taxa de fluxo) foram transmitidas para um sistema computadorizado de armazenamento de dados que gerava médias para cada 30 min e médias diárias. Para quantificar os fatores de emissões cumulativas as taxas de emissões entre os períodos de medida foram estimadas por interpolação linear.

Neste artigo (AMLINGER et al., 2008) os autores sugerem um protocolo para medidas de emissões que dê confiabilidade e representatividade aos dados e que permita comparações entre baterias de medições e entre diferentes experimentos. Dados de emissões são apresentados em unidades de taxa de fluxo de massa, isto é kg.h<sup>-1</sup>, e os resultados são apresentados após serem normalizados para as condições de temperatura e pressão, ou seja, em 0 °C e 1013 hPa, em base seca. O fator de emissão de uma dada fonte pode ser calculado como sendo a taxa mássica de um gás emitido pela massa inicial de matéria fresca (MF), ou seja, kg.Mg<sup>-1</sup>, embora muitas vezes o material inicial

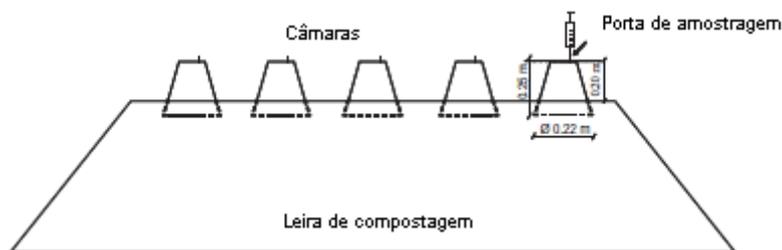
---

<sup>4</sup> t (tonelada métrica) ou Mg (megagrama) = 1.000 kg (SI)

(resíduo) é apresentado em unidades de matéria seca. Alguns autores tem apresentado os dados em termos de Sólidos Totais (matéria seca), Sólidos Voláteis (matéria orgânica biodegradável) ou conteúdo de Carbono Orgânico. Para leiras de compostagem com aeração passiva esses autores sugerem que as leiras devem ser temporariamente cobertas por um túnel selado contra o ar ambiente para melhor coleta de dados das emissões, conforme mostra a Figura 5. As emissões podem ser calculadas como um fluxo (fluxo de massa por m<sup>2</sup> de área de superfície) oriundo do túnel que cobre a área fonte em estudo. As medições durante o revolvimento de leiras é um processo particularmente difícil e muitos trabalhos não trazem as possíveis emissões de metano, por exemplo, que se desprendem durante a movimentação da leira.

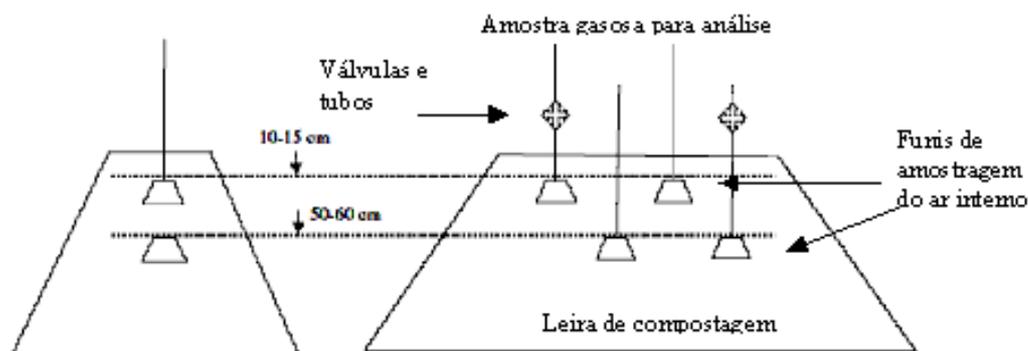
Medições contínuas são apropriadas para fontes pontuais de emissões e para área onde as fontes são temporariamente encapsuladas. Parâmetros como Carbono Orgânico Total (conteúdo nos resíduos), N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> (emissões) podem ser incluídos neste monitoramento contínuo. Medições descontínuas e manuais com cromatografia de fase gasosa a partir de amostras avulsas são aceitáveis para períodos curtos de medição. Em resumo, para esses autores, “a coleta de amostras de gases com instrumentos de dentro da leira de compostagem não são aceitáveis. O desempenho ambiental do sistema só pode ser julgado cobrindo-se a área fonte das emissões, neste caso a leira de compostagem, e o fluxo de ar que sai da leira” (AMLINGER et al., 2008).

A técnica de câmaras estáticas (Figura 6) usualmente emprega coleta de amostras gasosas de dentro da câmara em seringas, em intervalos de tempo, análise de amostras em cromatografia (SÁNCHEZ-MONEDERO et al, 2010; HAO et al., 2010), e pelo cálculo da regressão da concentração de gases *versus* tempo. Já Hellenbrand e Kalk (2001), usaram a técnica de câmaras estáticas empregando um analisador FTIR portátil acoplado às câmaras.



**Figura 6** - Esquema do uso de câmaras estáticas para coleta de amostras gasosas (por seringas) de uma leira de compostagem (Fonte: SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2010).

A Figura 7 mostra a metodologia empregada por Manios et al. (2007) para medição das concentrações de gases no ar interno da pilha de compostagem.



**Figura 7** - Esquema do uso de funis para coleta de amostras gasosas de uma pilha de compostagem (Fonte: MANIOS et al., 2007).

A técnica, apresentada na Figura 7, é apontada como inapropriada por outros autores para a estimativa de emissões em compostagem, porém, é uma técnica apropriada para se estudar o padrão de aeração e o consumo de oxigênio dentro da leira – diretamente relacionados à eficiência do processo aeróbio da compostagem. Apesar desses autores justificarem a pesquisa pela necessidade de medir (quantificar) as emissões de pilhas de compostagem, o trabalho apresenta apenas concentrações de  $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$  dentro das pilhas. A quantificação de  $CH_4$  emitido é feita por estimativa considerando as proporções entre  $CO_2$  e  $CH_4$  encontradas e as perdas totais de carbono na leira. No entanto, o artigo mostra dados relevantes quanto a relação entre as

características físico-químicas e o volume de cada material da compostagem e os efeitos na formação (concentração) dos citados gases no interior das leiras. O artigo comprova algo já conhecido, mas de grande importância operacional; que materiais que conferem menor densidade às pilhas de compostagem favorecem a porosidade e o fluxo de ar ( $O_2$ ), evitando a predominância de atividade biológica anaeróbia e a formação de metano. Esses autores utilizaram quatro funis de vidro de 500 mL ligados a tubos plásticos, invertidos e introduzidos na pilha de compostagem, dois no centro (50 - 60 cm da superfície) e dois perto da superfície sob uma camada de 10-15 cm (Figura 7). Para cada par de funis, um tubo foi mantido fechado entre os momentos de amostragem dos gases, enquanto o outro funil foi mantido aberto. Para análise da composição volumétrica (%) de  $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$  foi utilizado um analisador portátil (GA2000, *Geotechniques Instruments*), com limite de detecção para metano de 0,1%.

Sommer et al. (2004) já haviam comparado diferentes metodologias de medição de emissões de gases em compostagem, e chamam a atenção para a necessidade de validação das metodologias empregadas devido às variações encontradas, por exemplo, no uso de câmaras estáticas (técnica usual para estudos de fluxo de gases do solo). Estes autores concluem que a técnica de câmara estática é inapropriada para compostagem ou condições onde o auto-aquecimento gera um fluxo ascendente de ar a partir da superfície, tendendo a subestimar as emissões. No entanto, esta afirmação se baseia em dados de apenas 7 dias iniciais da decomposição de uma pilha de esterco bovino e uma comparação de dados (métodos) com larga variação.

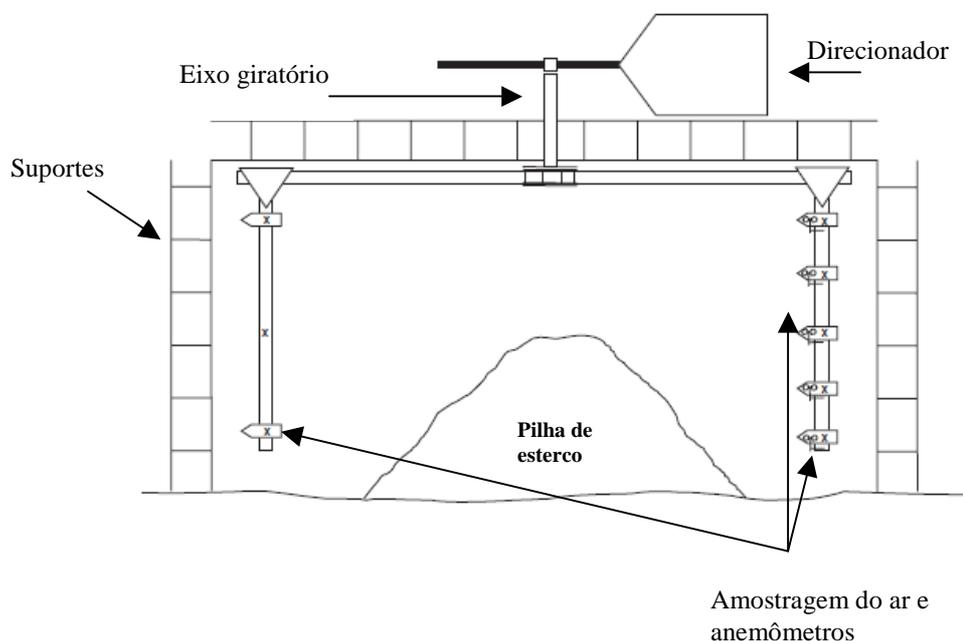
Sommer et al. (2004) compararam métodos de dispersão micrometeorológicas - fluxo horizontal integrado (FHI) e modelos estocásticos Lagrangianos - para a medição de  $NH_3$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$  e  $CO_2$ . Aparentemente, constituem um conjunto de técnicas mais complexas e de difícil construção para monitoramento de leiras em escala de campo.

O método FHI é considerado padrão quando se quer validar novos métodos que estimam emissões de  $\text{NH}_3$  em solos agrícolas fertilizados, e vem sendo utilizado, também, para medir emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  de solos fertilizados e locais de armazenamento de esterco (FOWLER et al., 1997; BROWN et al., 2001; KHAN et al., 1997 *apud* SOMMER et al., 2004). Esta técnica calcula o fluxo vertical a partir de medições do fluxo horizontal através dos limites superior e inferior de circulação de ar da fonte dos gases, com precisão estabelecida entre 10 e 20 %. É descrita, por estes autores, como uma “técnica robusta que não necessita de premissas químicas e físicas adicionais para estimar o fluxo vertical”, portanto, “aplicável para medições de emissões gasosas de fontes espacialmente heterogêneas e não planares como pilhas de compostagem de esterco” (SOMMER et al., 2004). Este método calcula a média da densidade de fluxo superficial de gases da pilha,  $Q$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ ), conforme a Equação 1:

$$Q = \frac{1}{X} \int_{z_0}^{z_p} F_x dz \quad \text{Equação (1)}$$

$$F_x = \bar{u} \bar{C}_{dw} - \bar{u} \bar{C}_{uw}$$

Onde,  $X$  (m) é a distância percorrida pelo ar através da pilha,  $\bar{u}$  ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) é a velocidade horizontal do ar,  $F_x$  taxa de emissão líquida horizontal do gás ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ),  $\bar{C}_{dw}$  e  $\bar{C}_{uw}$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) são as concentrações atmosféricas do gás (na base e no topo), e  $z$  (m), a altura acima da superfície do solo. A Figura 8 mostra o esquema para medição do fluxo horizontal de gases de em uma pilha de esterco, método empregado por Sommer et al. (2004).



**Figura 8** – Desenho esquemático do sistema de medição de fluxo de gases de uma pilha de esterco por uso de métodos micrometeorológicos (Fonte: SOMMER et al., 2004).

No esquema da Figura 8, as concentrações de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  foram medidas continuamente em intervalos de 30 min e as amostras de ar foram analisadas em um cromatógrafo de fase gasosa equipado com um Detector de Condutividade Térmica (DCT) para  $\text{CO}_2$ , com um Detector de Ionização de Chama (DIC) para  $\text{CH}_4$  e com um Detector de Captura de Elétrons (DCE) para  $\text{N}_2\text{O}$ .

Estes mesmos autores (SOMMER et al., 2004) usaram o método de câmaras estáticas como comparação. Foram usadas 12 câmaras ventiladas de 15,2 cm de diâmetro por 17,0 cm de altura, colocadas em diferentes alturas da pilha de compostagem. A “ventilação” foi garantida pela inserção de um tubo de 1,59 mm de diâmetro no topo para reduzir o risco de aumento da pressão. As amostras de ar foram retiradas em seringas em diferentes intervalos de tempo (0, 5, 10, 20 e 30 min) e o ar foi transferido para garrafas seladas e analisadas por cromatografia de fase gasosa. As

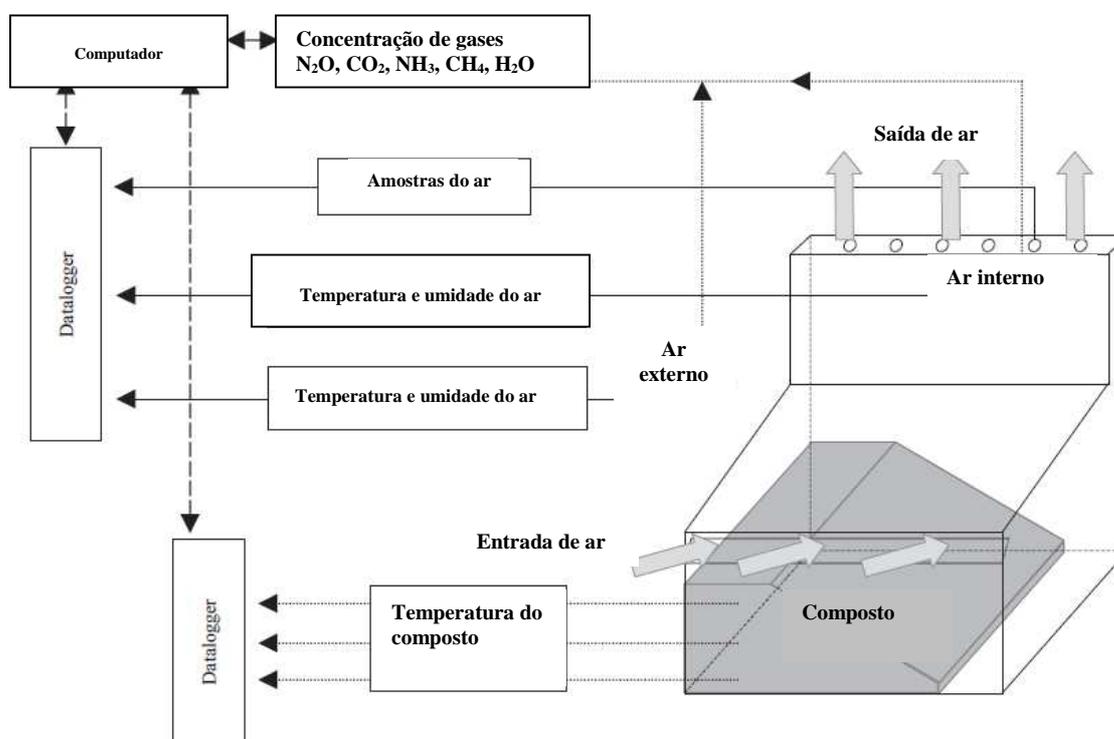
emissões ( $\mu\text{g N}$  ou  $\text{C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) foram calculadas pela combinação da concentração do gás versus o tempo para cada câmara por uma equação polinomial de segunda ordem ( $y = a + bt + ct^2$ ) e multiplicando a primeira derivada  $b$  ( $\mu\text{g N}$  ou  $\text{C}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$ ) por  $V/A$  (m).

Apesar dos autores argumentarem certas vantagens do FHI, deve-se levar em consideração que a técnica limita-se ao estudo de pequenas pilhas, sendo aparentemente impraticável sua aplicação em processos de compostagem em escala operacional. Já o uso de câmaras estáticas é mais versátil e poderia ser aplicado em qualquer escala, mas tem como limitação não representar uma medição contínua das emissões e sofrer influência do fluxo quente ascendente das emissões da compostagem.

Szanto et al. (2007) buscaram simular o ambiente de leiras de compostagem utilizando recipientes retangulares de  $2\text{ m}^3$  (2 m por 1 m<sup>2</sup>) para compostagem de camas de esterco de suíno (esterco com palha). Realizaram a amostragem de ar (5,0 L) com uma minibomba e uma bolsa de gás. As amostras eram retiradas com auxílio de tubos fixos postos no topo do reator, assumindo representar as emissões do processo. As amostras de gás foram analisadas ( $\text{O}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ) em cromatografia de fase gasosa. Esses autores não citam a frequência de amostragem, mas apresentam gráficos com pontos que sugerem uma coleta semanal das amostras.

A falta de continuidade nas medições e a necessidade de abranger as distintas fases do processo (mesofílica inicial, termofílica, mesofílica final e maturação), são certamente fatores importantes na validação dos resultados das medições das emissões do processo de compostagem. Mas sem dúvida a fase termofílica, por sua duração e intensidade de atividade microbiana é a fase mais importante a ser coberta pelo monitoramento. Métodos baseados em amostras pontuais podem conter erros significativos na estimativa dos fatores de emissão dos gases devido aos picos de emissão e a variabilidade espacial e temporal (SZANTO et al., 2007). A Figura 9

apresenta o esquema de câmaras dinâmicas que cobrem a pilha de compostagem, empregado por Paillat et al. (2005) para obter dados de emissões de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ .



**Figura 9** – Representação esquemática da câmara dinâmica para medição de emissões gasosas de pilhas de compostagem (Fonte: PAILLAT et al., 2005).

No trabalho de Paillat et al. (2005), pilhas de  $1,37 \text{ m}^3$  foram montadas dentro de um volume de  $8,0 \text{ m}^3$  com isolamento térmico e aeração forçada controlada entre  $0,3$  e  $0,8 \text{ m/s}$  “para atingir uma ventilação estática regular devido à convecção”. Os gases foram analisados por três aparelhos: (a) um 3426 analisador da Brüel & Kjaer para  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{H}_2\text{O}$ , (b) um analisador fotoacústico Innova 1312 para  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{O}$ , e (c) um sensor infravermelho para  $\text{CO}_2$  (*Gascard II Edinburg Sensor*). A concentração de vapor d’água e a densidade do ar foram calculados a partir de sensores de temperaturas (seco e úmido) acoplados a um termopar tipo K. As concentrações dos gases foram calculadas, nesta metodologia de medição adotada por Paillat et al. (2005),

segundo a Equação 2, para NH<sub>3</sub>. Para CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, são adotadas as respectivas massas molares e a massa inicial do nitrogênio.

$$E_{\text{NH}_3\text{-N}} = (n_h \times A_h \times S \times 3600) \times \rho_{\text{Tdi, Twi}} \times \left[ (C_i - C_o) \times \frac{M_N}{\rho_{\text{norm}} \times M_{\text{NH}_3}} \right] \times \frac{1}{N_{\text{init}}} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde,  $E_{\text{NH}_3\text{-N}}$  é a emissão de amônia (g NH<sub>3</sub>-N h<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup> do N inicial),  $n_h$  é o número de pontos de medição (buracos de saída),  $A_h$  é a área de cada ponto (buraco) (m<sup>2</sup>),  $S$  é a média da velocidade do ar através dos pontos de medição (m.s<sup>-1</sup>),  $\rho_{\text{Tdi, Twi}}$  é a densidade do ar de saída (kg de ar seco m<sup>-3</sup> de ar úmido) calculado a partir de temperaturas de bulbo úmido e bulbo seco,  $C_i$  e  $C_o$  são as concentrações observadas dentro e fora da câmara (g NH<sub>3</sub>.m<sup>-3</sup> a temperatura e pressão normais),  $M_N$  e  $M_{\text{NH}_3}$ , são as massas molares (g N.mol<sup>-1</sup> e g NH<sub>3</sub>.mol<sup>-1</sup>, respectivamente),  $\rho_{\text{norm}}$  é a densidade do ar normal (kg de ar seco / m<sup>3</sup> de ar normal),  $N_{\text{init}}$  é a massa inicial de nitrogênio da pilha de compostagem (kg N).

Para o vapor de água foi calculada a concentração de água em kg H<sub>2</sub>O/kg de ar seco diretamente dos bulbos seco e úmido. Os autores estimaram as incertezas das estimativas das emissões totais em 10%, sendo esta estimativa mais elevada para gases de baixa concentração como CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, que apresentam um gradiente menor de concentração em relação ao ar ambiente. As incertezas do método foram estimadas de 3 comparações: (1) pela medição de concentrações usando tubos colorimétricos e o analisador de gases; (2) concentrações medidas dentro e fora das câmaras quando estas estavam vazias; (3) a velocidade do ar por termo-anemômetro de hélice rotativa. As emissões de CO<sub>2</sub> foram comparadas ao calor sensível e latente emitidos por cada câmara, usando a aproximação de 0,163 L CO<sub>2</sub> .h<sup>-1</sup>.W<sup>-1</sup> (PAILLAT et al., 2005).

A maioria dos trabalhos revisados tem como ponto positivo o uso de delineamento experimental que permite análises estatísticas e, principalmente, análises de interações entre componentes. Mas há uma limitação aparente relacionada à escala

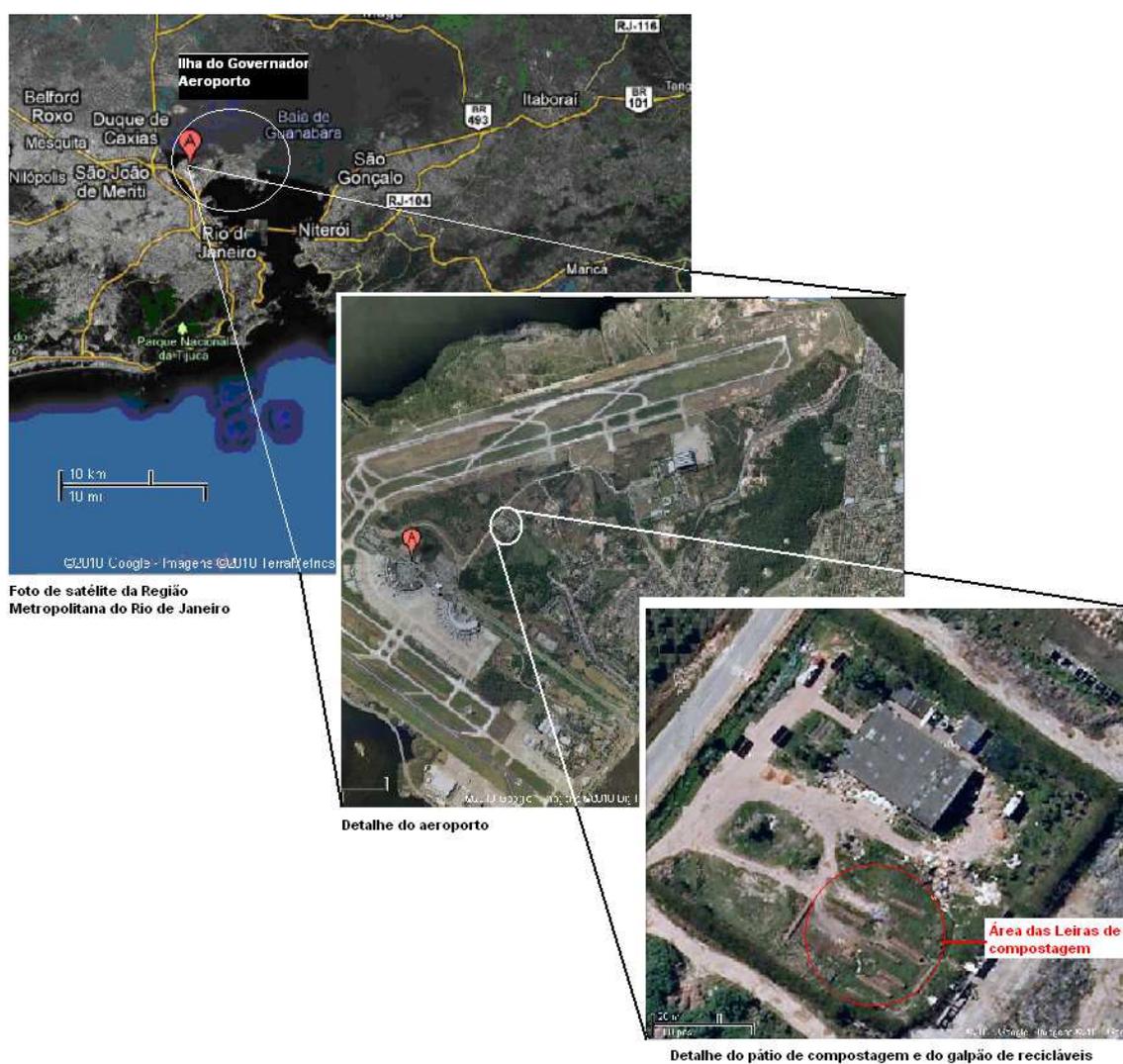
experimental no trabalho de Majundar et al. (2003), que usou amostras de 1,5 L. Tais simulações, em reatores de laboratório, podem não reproduzir correlações com as condições da compostagem, que se realiza em escala de campo, com interações com o meio e maiores volumes de resíduos. O trabalho de Fukumoto et al. (2003) procurou avaliar exatamente os aspectos de escala (volume) na formação de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  em pilhas de compostagem usando a metodologia de câmaras dinâmicas. Processos de compostagem estão sujeitos aos efeitos do método, do manejo, das características dos resíduos, e do clima local, por exemplo.

Apenas em dois dos artigos revisados foram feitas medições das emissões de metano concomitantemente à medição das concentrações de gases dentro da leira. Nos demais trabalhos revisados ou se mediu as concentrações de gases internos à leira ou apenas a emissão da leira (na superfície). Bech-Friis et al. (2000) e Jäckel et al. (2005) empregaram a técnica de câmaras estáticas associada à cromatografia de fase gasosa para análises das amostras gasosas das emissões e, também, das concentrações gasosas internas às leiras de compostagem.

A concentração de  $\text{O}_2/\text{CO}_2/\text{CH}_4$  no interior da leira é uma medida da eficiência da aeração da leira e do grau e tipo da atividade biológica. Faz-se importante o estudo desta correlação, porque pontos de geração de metano no interior da leira não necessariamente significam emissão do metano no topo da leira se houver uma forte atividade aeróbia e metanotrófica nas camadas mais superficiais da leira. Outro detalhe importante é a dificuldade de se medir as emissões de metano no momento de revolvimentos da massa do composto. Pode-se considerar que devido à limitação do método de medição as emissões de gases podem ser subestimadas, já que há despreendimento (emissão) de gases no instante do revolvimento.

### 3. ÁREA DO ESTUDO

Este estudo foi realizado no pátio de compostagem do projeto piloto de gerenciamento de resíduos da INFRAERO no Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro – Aeroporto Tom Jobim. A localização e a vista aérea do pátio de compostagem são mostradas na Figura 10.



**Figura 10** – Localização do pátio de compostagem (imagem Google)

O Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro/Galeão – Antônio Carlos Jobim está localizado a 20 km do centro da cidade nas coordenadas 22°48'S/043°15'W a 9 metros acima do nível do mar, na Ilha do Governador. Operam neste aeroporto 17 empresas aéreas que realizam voos para todo o Brasil por voos domésticos, e voos internacionais para Europa, América do Norte, América Central, América do Sul, África e Japão. No ano de 2008 este aeroporto operou com uma média de 120 mil pousos e decolagens e aproximadamente 10 milhões de passageiros, conforme citado por Guimarães (2009).

Quatro empresas de *catering* ou comissárias estão instaladas no aeroporto e atendem às companhias aéreas, fornecendo as refeições que são servidas à bordo das aeronaves. Portanto, essas empresas geram resíduos orgânicos oriundos do preparo das refeições e do refeitório dos funcionários. Além deste tipo de resíduo, são geradas no Aeroporto toneladas de aparas de grama da manutenção dos gramados. Parte desses resíduos estava sendo destinada ao projeto piloto de compostagem, iniciado em 2006, em caráter experimental, como alternativa ao envio deste material ao aterro de Gramacho, distante cerca de 20 km do aeroporto, no município de Duque de Caxias.

Na Figura 11 é apresentada a foto do Terminal 1, com a pista de decolagem e a localização do pátio de compostagem.



**Figura 11** – Detalhe do entorno do pátio de compostagem (Imagem gentilmente cedida por Dr. Claudinei de Souza Guimarães).

## 4. METODOLOGIA

### 4.1 Leira de compostagem

O objeto de estudo foi uma leira estática com aeração passiva com 16,0 m de comprimento, altura entre 0,8 e 0,9 m e largura de 1,2 m. Neste método de compostagem as leiras têm formato retangular, com laterais quase perpendiculares ao solo, não há revolvimentos freqüentes ou aeração forçada, e emprega-se material de alta relação C/N, como aparas de madeira, para manutenção da porosidade da mistura (INÁCIO, MILLER, 2009). A leira recebeu semanalmente uma nova carga, em média, de 1111,0 kg de resíduos. Os resíduos utilizados foram restos de comida de restaurantes, em 700,0 kg/semana, esterco de cavalo com aparas de madeira (cama), em 244,0 kg/semana, e aparas de grama, em 167,0 kg/semana, representando uma proporção em peso úmido de 63%, 22% e 15%, respectivamente, e de 27%, 36% e 37%, em base seca. No total, foram compostados 32.377 kg de resíduos em um pátio de compostagem sem cobertura contra chuva. O tempo considerado de compostagem foi de 204 dias. A Tabela 2 apresenta os dados de umidade e carbono total dos materiais.

**Tabela 2-** Composição dos diferentes resíduos empregados na compostagem, médias e desvios padrão, entre parenteses.

Resíduo	n	Umidade %	C:N	g.kg <sup>-1</sup> , base seca					
				C	N	K	P	Ca	Mg
Restos de alimentos	11	84 (4,6)	13:1	353 (44,6)	26,9 (6,0)	19,9 (10,2)	2,7 (0,6)	3,1 (1,9)	1,2 (0,4)
Cama-de-cavalo	4	39 (13,8)	43:1	372 (24,1)	9,2 (1,1)	7,0 (1,6)	2,9 (0,4)	5,8 (2,5)	1,7 (0,5)
Aparas de grama <sup>a</sup>	20	-	38:1	415	11,0	10,7	0,5	4,2	1,3
Leira de compostagem <sup>b</sup>	-	63	26:1	383	14,7	11,6	2,0	4,5	1,4

<sup>a</sup>Dados de Benites et al, 2004; <sup>b</sup> Valores calculados com base na proporção média adotada - massa fresca e em massa seca entre parênteses: 63% (27%) de restos de comida; 22% (36%) de esterco de cavalo; 15% (37%) de aparas de grama. n = número de amostras.

Para determinação da matéria seca e umidade as amostras foram secas a 65°C por 24h em estufa com circulação de ar. As análises de carbono total foram feitas em um determinador de carbono elementar por combustão (multi EA 2000, AnalytikJena); o nitrogênio orgânico e amoniacal foram determinados pelo método Kjeldahl; os elementos P, Ca, Mg, P, Ca e Mg são determinados por espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, Perkin Elmer), e o K foi determinado por fotômetro de chama. Todas as análises foram realizadas pelo Laboratório de Análise de Solo, Plantas e Água (LASP) da Embrapa Solos.

As Figuras 11 e 12 mostram o trabalho de montagem da leira de compostagem e a vista geral do pátio de compostagem com as diversas leiras.



**Figura 12** – Trabalho de montagem da leira de compostagem que foi monitorada (leira n°10) (Foto: Caio de Teves Inácio).

As leiras de compostagem foram confeccionadas manualmente, com ferramentas agrícolas comuns. A Figura 12 apresenta uma foto da etapa final de montagem, a cobertura com aparas de grama. Em intervalos de 3 dias, cada leira recebia uma nova

carga de resíduos que era misturada à camada mais superficial. Para isso, a camada de cobertura de palha era afastada para as laterais da leira, formando a nova elevação da parede lateral. Esta técnica possibilitava a colocação de uma nova camada de resíduos, que era misturada à camada superficial já em decomposição e com temperaturas na faixa termofílica ( $>50^{\circ}\text{C}$ ). Em seguida, uma nova cobertura de palha era sobreposta.



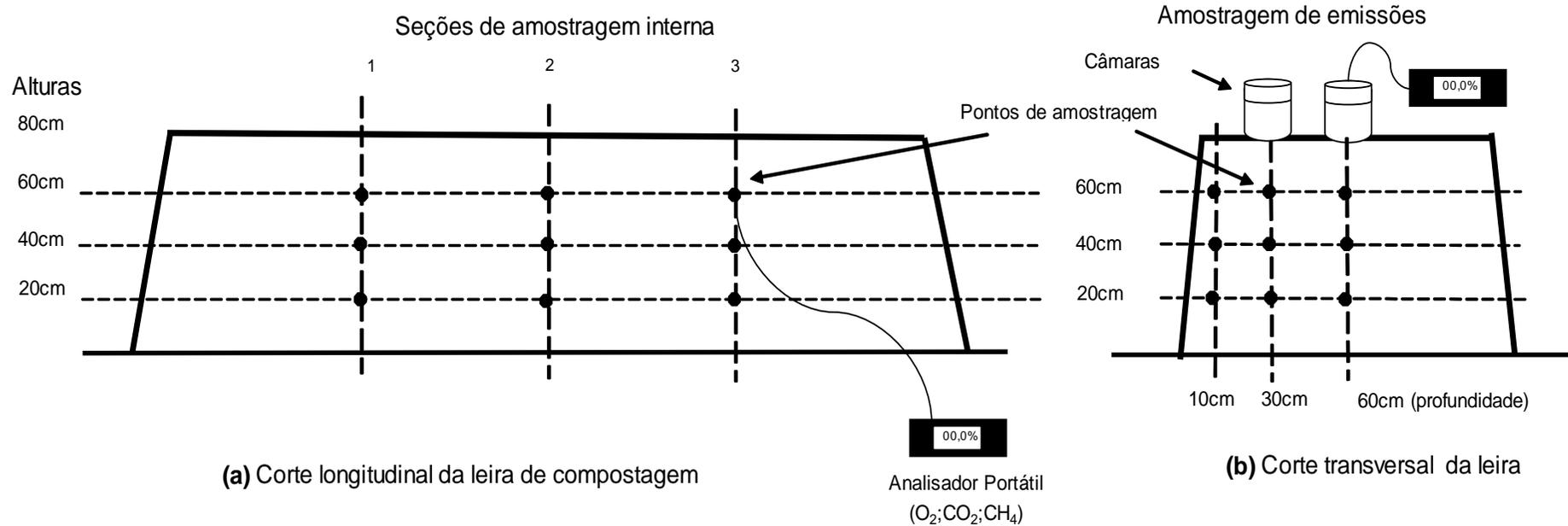
**Figura 13** – Vista do pátio de compostagem (Foto: Caio de Teves Inácio).

A foto da Figura 13 apresenta uma visão ampla do pátio de compostagem com mais de 10 leiras em condução e, também, a relação de tamanho com um veículo de passeio.

## 4.2 Medições de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>

O monitoramento de gases e temperatura foi realizado no período de 4 de fevereiro a 19 de maio de 2009 (104 dias), com nove dias de amostragem divididos em três campanhas. As medições foram efetuadas com um analisador portátil de gases para três gases simultâneos; O<sub>2</sub>, por sensor eletroquímico, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, por sensores infravermelho, com resolução de 0,1% e faixa de medição de 0 a 100% (Portable O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> Meter, Columbus Instruments, Ohio, EUA). O analisador foi equipado com um filtro e funcionava com sucção do ar (amostra) de 1,0 L.min<sup>-1</sup> (LPM).

As medições foram feitas conforme indicado no esquema apresentado na Figura 14. Os pontos de medição dentro da leira foram distribuídos em três alturas em relação à base da leira; 20, 40 e 60 cm, e três distâncias da parede lateral (DPL) ou profundidades; 10, 30 e 60 cm, perfazendo nove pontos de medição na seção transversal. A leira foi monitorada em três seções transversais ao longo do comprimento, separadas em 4,0 m (Figura 14a), e cada seção variou 0,5 m para direita ou esquerda, evitando a medição em pontos já alterados pela haste de direcionamento da mangueira do analisador de gases. A ordem de medição seguiu da menor para a maior altura e da menor para a maior DPL, para evitar que a formação do canal de amostragem interferisse nos dados por facilitar a difusão do ar atmosférico para o ponto de amostragem. As medidas de temperatura dos pontos de amostragem foram feitas com um termômetro digital tipo K de haste longa, com resolução de 0,1°C, calibrado de fábrica.



**Figura 14** - Representação esquemática da metodologia de monitoramento das leiras de compostagem com analisador de gases portátil e termopar tipo K digital de haste longa.

As medidas de emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> do topo da leira foram coletadas em duas DPL, 30 e 60 cm, e logo acima das seções transversais de monitoramento da concentração de gases internos (Figura 14). Para estas medições a mangueira de poliuretano de 1,5 m do analisador de gases foi conectada a uma câmara cilíndrica de PVC e volume de 1,15 L (Ø10,0 cm, h=12,75 cm). Para acomodação da câmara no topo da leira era retirada a camada superficial de palha seca. Isto permitiu que a borda da câmara ficasse a cerca de 2,0 cm de profundidade enterrada no material, evitando, assim, a mistura do ar da câmara (emissões) com o ar atmosférico durante as medições. Os dados foram registrados em intervalos de 2, 4, 6, 8 e 10 minutos, logo em seguida ao posicionamento da câmara. A cada medição foi registrada a temperatura ambiente.

A Figura 15 apresenta o pesquisador junto à leira de compostagem realizando o trabalho de campo e a Figura 16 detalha o início da montagem dos equipamentos e acessórios usados.



**Figura 15** – Pesquisador realizando o trabalho de campo (Foto: Caio de Teves Inácio).



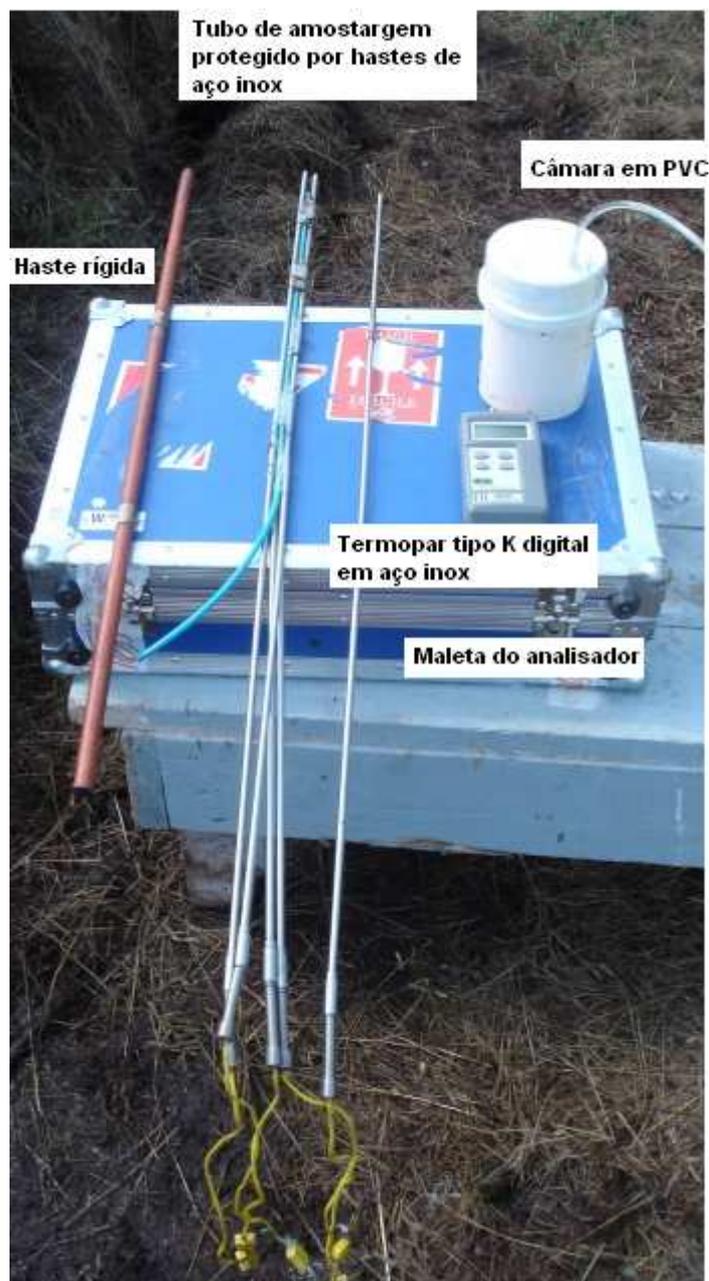
**Figura 16** – Montagem do aparato para amostragem dos gases  
(Foto: Caio de Teves Inácio).

Já a Figura 17 apresenta uma foto em detalhe do momento da amostragem dos gases internos da leira de compostagem, com o tubo de amostragem inserido na leira e conectado ao analisador em operação. O analisador era alimentado por uma bateria portátil de 12 V.



**Figura 17** – Detalhe da leitura das concentrações internas ( $O_2/CO_2/CH_4$ )  
(Foto: Caio de Teves Inácio).

A Figura 18 é uma foto com todos os acessórios empregados no trabalho, como termopar digital tipo K, haste guia (rígida), câmara de PVC, maleta do analisador de gases.



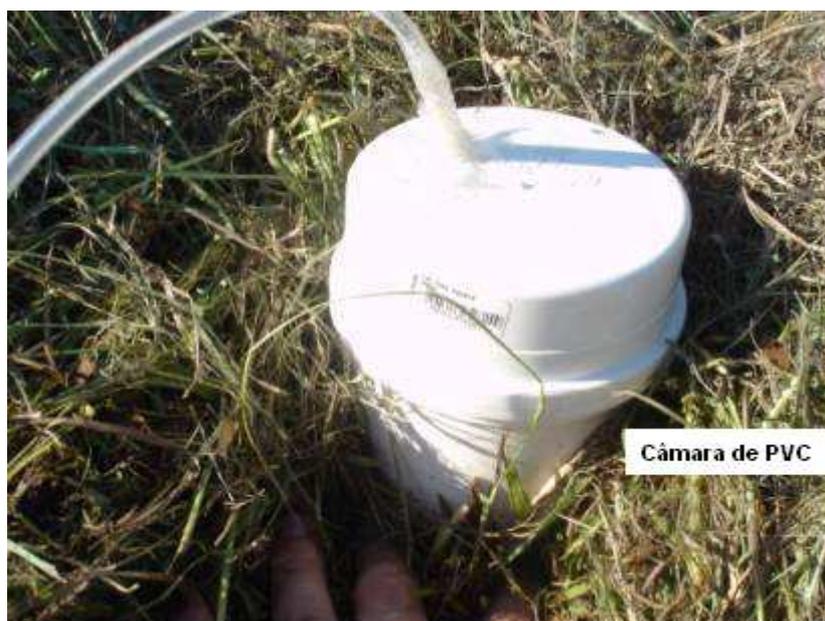
**Figura 18** – Conjunto de acessórios para realização da amostragem das concentrações de gases (Foto: Caio de Teves Inácio).

A Figura 19 apresenta em detalhe a proteção da ponta do tubo de amostragem dos gases e as hastes rígidas em aço inox. Este aparato foi necessário para possibilitar a introdução do tubo amostrador flexível no interior da leira de compostagem.



**Figura 19** – Detalhe da ponta do tubo de amostragem dos gases (Foto: Caio de Teves Inácio).

A Figura 20 é uma foto em detalhe da câmara de amostragem de emissões ( $\text{CH}_4$ ) na superfície da leira de compostagem. Esta câmara era conectada por um tubo de poliuretano ao analisador de gases.



**Figura 20** – Detalhe da colocação da câmara de amostragem de emissões ( $\text{CH}_4$ ) sobre a leira de compostagem (Foto: Caio de Teves Inácio).

#### 4.3 Características do analisador de gases

Para as medições das concentrações de  $\text{O}_2/\text{CO}_2/\text{CH}_4$  foi empregado um analisador portátil. A Figura 21 mostra a foto do analisador de gases portátil utilizado para as medições de gases, fabricado pela Columbus Instruments (Ohio, EUA).



**Figura 21** – Analisador de gases  $\text{O}_2/\text{CO}_2/\text{CH}_4$  Columbus Instruments (Foto: Caio de Teves Inácio).

Este analisador permite a leitura da concentração de três gases simultaneamente, O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub>. Sensores infravermelhos fazem a medição do CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> enquanto uma célula eletroquímica mede o O<sub>2</sub>. Quando o analisador é ligado, uma bomba interna faz a sucção da amostra gasosa, que passa por um filtro antes de atingir os sensores e ser expelida por uma saída de ar. A leitura da concentração em (%) para um dos gases é feita em um mostrador digital em cristal líquido (LCD), conforme a posição do seletor. A Tabela 3 detalha as especificações do equipamento empregado neste estudo.

**Tabela 3** – Especificação do analisador portátil para O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> da Columbus Instruments (Ohio, EUA).

<b>Especificação</b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>2</sub></b>	<b>CH<sub>4</sub></b>
Faixa de medição	0-100%	0-100%	0-100%
Precisão	±2%	±1%	±2%
Resolução	0,1%	0,1%	0,1%
Estabilidade (12 meses)	<±2%	---	<±2%
Tempo de resposta (0 a 90% a 14 min. de fluxo de ar)	10 s	10 s	12 s
Umidade	Não afeta se não condensa	Afeta	Não afeta se não condensa
Vida útil do sensor	infinita	Aprox. 5 anos 20°C)	infinita
Mostrador	LCD (0,4”/ 10,2 mm), 0,0-99,9%		
Temperatura de operação	5 a 40°C		
Bomba de sucção da amostra	Interna		
Taxa de fluxo da amostra gasosa	1 LPM (Litro por minuto)		
Tempo de aquecimento	Operacional:1 min; Especificação completa: 30 min.		
Consumo de energia	12 VDC, 6W		
Fusíveis	2 amperes		
Dimensões	75 x 200 x 280 mm		
Peso	1,82 kg		
Bateria recarregável	12 V, 6 Amp-Hora		
Carga	115 V ou 220 V 50/60 Hz		

Fonte: Manual do usuário fornecido pelo fabricante

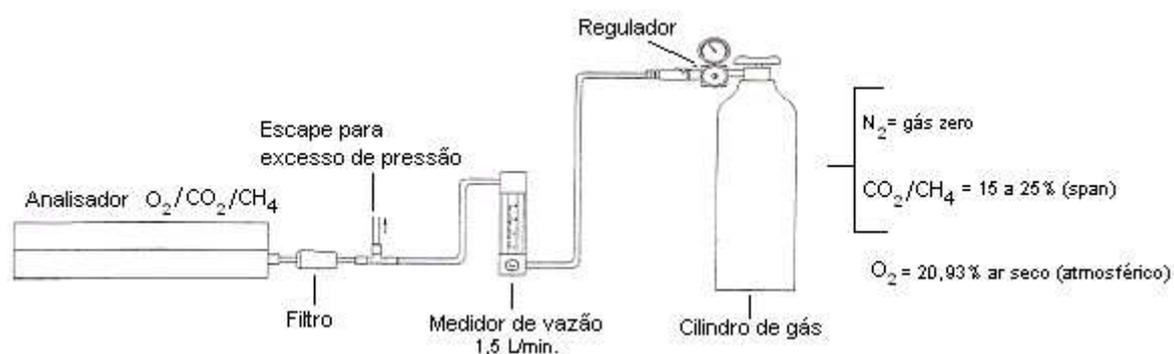
#### 4.3.1 Teoria de funcionamento dos sensores

O sensor ótico infravermelho compreende uma fonte robusta de radiação infravermelho, uma célula para a amostra gasosa, dois filtros infravermelhos e dois detectores gêmeos acoplados. A fonte do infravermelho é um filamento aquecido de uma lâmpada de tungstênio emitindo uma larga banda de radiação que passa através da amostra gasosa. Então, a radiação passa através dos dois filtros, um sensível ao gás que se deseja medir e outro independente para qualquer gás presente na célula da amostra gasosa. Na ausência de CO<sub>2</sub> - ou CH<sub>4</sub> conforme o sensor – a energia recebida pelos dois detectores tem a mesma intensidade e, conforme aumenta a concentração do gás na amostra, a quantidade de radiação infravermelha que alcança os detectores varia devido à absorção em um dos filtros daquele determinado comprimento de onda. Um microprocessador determina a concentração do gás, compensando automaticamente as mudanças na intensidade da fonte ou contaminação do elemento ótico. O sinal dado pelo sensor de CO<sub>2</sub> (ou CH<sub>4</sub>) é proporcional à concentração de CO<sub>2</sub> (ou CH<sub>4</sub>).

O sensor de oxigênio (sensor GS ou sensor galvânico) incorpora uma célula de chumbo com um catodo de chumbo, empregando um eletrodo ácido específico. As moléculas de O<sub>2</sub> se difundem através de uma membrana não-porosa de Teflon para dentro de uma célula eletroquímica e são reduzidas em um eletrodo de ouro. A corrente que passa entre os eletrodos é proporcional à concentração de oxigênio na mistura gasosa que está sendo medida. Os sinais são medidos como voltagens de uma resistência e de uma termo-resistência para compensação da temperatura. As variações na voltagem representam a concentração de oxigênio.

### 4.3.2 Calibração

O procedimento de calibração do analisador de gases utiliza como gás zero o  $N_2$  e como gás de calibração (span) cilindros de  $CO_2$  ou  $CH_4$  na faixa de concentração de 15 a 25%. Para o  $O_2$  usa-se o ar atmosférico seco, assumindo-se a concentração de 20,93%. A Figura 22 apresenta o esquema de conexões para o procedimento de calibração. O analisador deve ser ligado por 30 minutos antes do início da calibração. A vazão do gás deve ser mantida em  $1,5L.min^{-1}$ . Primeiro deve-se proceder a calibração do ponto zero ( $N_2$ ) e depois a calibração com as diferentes concentrações de gases. Caso a calibração seja feita em ambiente com pressão atmosférica diferente da padrão (1013,25 mb, nível do mar) deve-se proceder a seguinte correção: concentração do gás = concentração no cilindro x pressão ambiente (mb) / 1013,25. O analisador é equipado com um circuito de compensação automática da temperatura para corrigir as variações da temperatura do ambiente.



**Figura 22** – Esquema do procedimento de calibração (Manual do fabricante).

#### 4.4 Cálculo das emissões de CH<sub>4</sub>

Nos nove dias de amostragem foram obtidos 160 dados das concentrações de CH<sub>4</sub> nas amostras das emissões. Os dados obtidos em % (v/v) de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foram convertidos em mg.L<sup>-1</sup> aplicando-se a Equação de Van der Waals, considerando as temperaturas de operação do analisador registradas durante as medições. Os dados foram agrupados em valores de concentração média (mg.dm<sup>-3</sup>) e desvio padrão, para cada intervalo de medição (2, 4, 6, 8 e 10 minutos). A taxa de emissão de CH<sub>4</sub> (Eb, mg.m<sup>-2</sup>.min<sup>-1</sup>) foi calculada pela regressão linear ( $y = bx + c$ ) das médias das emissões de cada intervalo de medição, onde o coeficiente angular (b) (mg.m<sup>-3</sup>.min<sup>-1</sup>), ou derivada da função, foi multiplicado pela relação V/A (m) da câmara de amostragem (SOMMER et al. 2004). O resultado desta operação (Eb) foi inserido na Equação 3 para cálculo do fator de emissão por quantidade de resíduo (EF).

$$EF_{compostagem} = \frac{Eb \times S \times T}{Q} \quad (\text{g CH}_4.\text{kg}^{-1} \text{ de MF}) \quad \text{Equação (3)}$$

Onde;

$EF_{compostagem}$  = Fator de emissão de CH<sub>4</sub> na compostagem, em g CH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> de massa fresca de resíduo processado;

$Eb$  = taxa de emissão calculada, em mg.m<sup>-2</sup>.min<sup>-1</sup>;

$S$  = superfície de emissão da leira de compostagem, em m<sup>2</sup>;

$T$  = tempo total de emissão no processo, em minutos; e

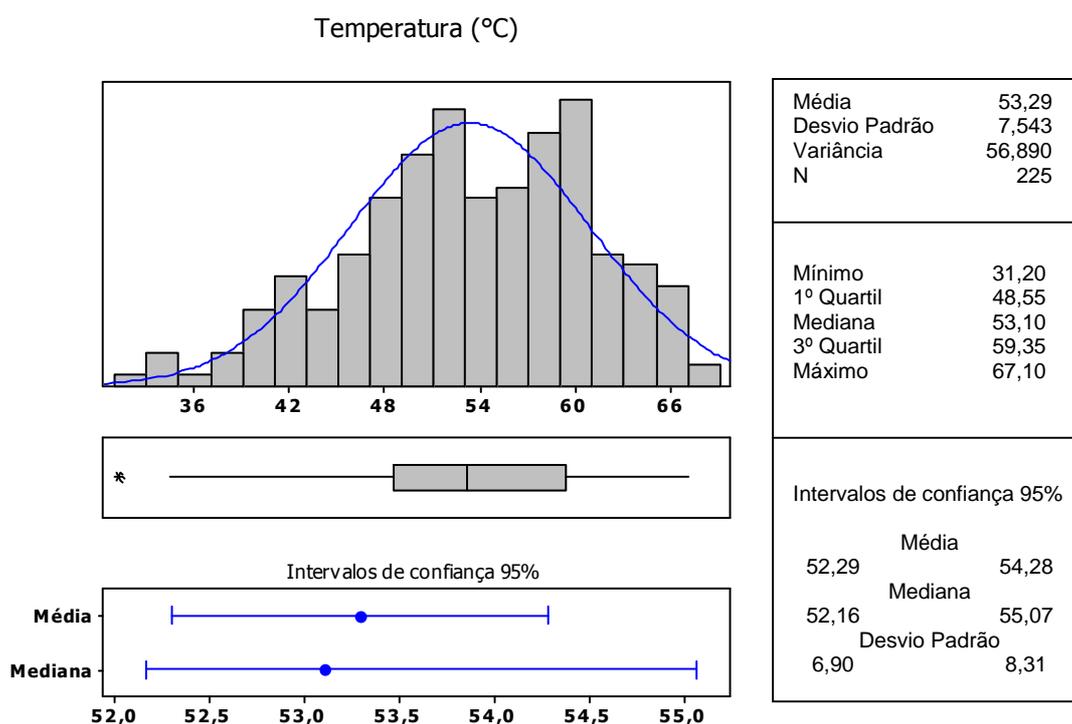
$Q$  = quantidade de resíduo, em kg de massa fresca (MF).

Para conversão do fator de emissão em termos de CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) considerou-se o potencial de aquecimento global (GWP<sub>CH<sub>4</sub></sub>) do CH<sub>4</sub> em 21 vezes maior que o CO<sub>2</sub>, conforme o Tratado de Kyoto (UNFCCC).

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Temperatura

Os dados de temperatura demonstraram que o processo de compostagem encontrava-se na fase termofílica durante todo o monitoramento da leira. A Figura 22 apresenta a estatística descritiva dos dados de temperatura.



**Figura 23** – Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de temperatura.

Como descrito na Figura 23, os dados de temperatura apresentaram distribuição normal, com média de  $53,3\text{ °C} \pm 7,5$  e intervalo de confiança (95%) entre  $52,3$  e  $54,3\text{ °C}$ . As médias das temperaturas por ponto de amostragem se restringiram no mínimo de  $42,1\text{ °C}$  e no máximo de  $61,9\text{ °C}$  para os pontos 20/10 e 60/60 (Altura/DLP), respectivamente. Ou seja, a menor média de temperatura corresponde a parte mais próxima à base e à lateral da leira, e a maior média corresponde a zona mais próxima ao topo da leira.

A Tabela 4 apresenta as médias e desvios padrão obtidos para as concentrações dos três gases, nas diferentes alturas e profundidades de medição na leira. As tabelas do Anexo trazem os dados coletados em campo que deram a origem às médias e desvios padrão apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4** - Médias e desvios padrão da concentração de gases, O<sub>2</sub> (%), CO<sub>2</sub> (%) e CH<sub>4</sub> (%), e temperatura (°C) de uma leira estática de compostagem com a aeração passiva conforme amostragem em três diferentes alturas da leira e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL). Rio de Janeiro, 2009.

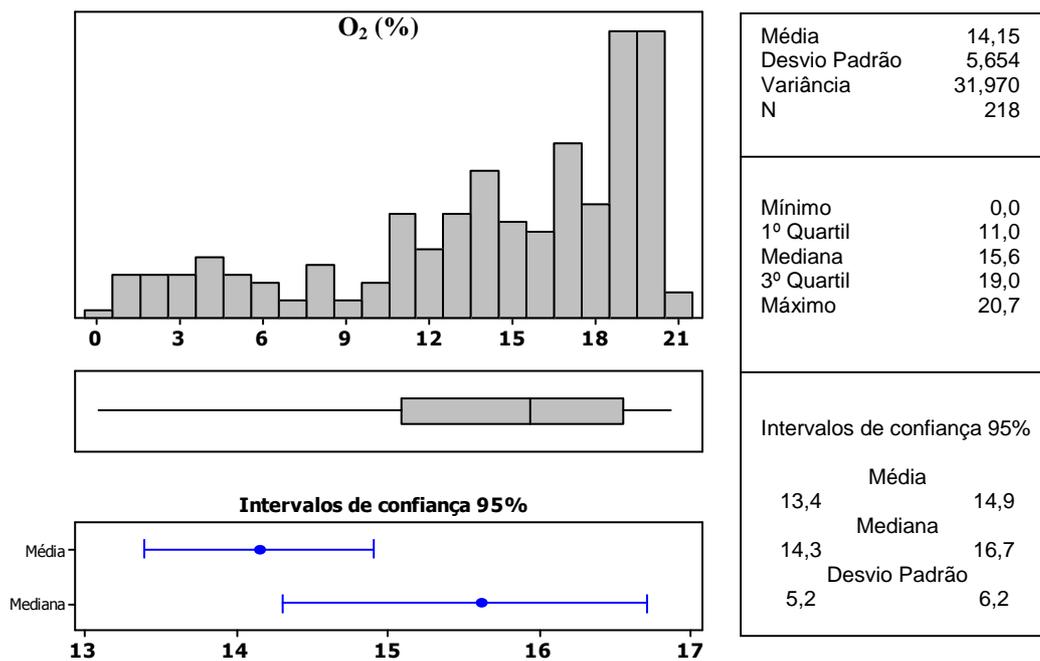
Altura cm	DPL cm	Média e desvio padrão			
		O <sub>2</sub> ; %	CO <sub>2</sub> ; %	CH <sub>4</sub> ; %	Temperatura; °C
Topo	30	19,1 ±1,2	2,8 ±1,6	0,1 ±0,2	61,4 ±4,5
	60	18,7 ±1,2	3,3 ±1,5	0,1 ±0,1	63,7 ±3,3
60	10	18,9 ±1,6	2,9 ±2,1	0,1 ±0,1	52,6 ±6,6
	30	13,6 ±4,4	10,5 ±6,3	1,4 ±3,0	61,7 ±3,9
	60	9,4 ±5,5	17,1 ±8,1	5,9 ±5,6	61,9 ±3,1
40	10	18,4 ±2,2	3,5 ±2,8	0,3 ±0,6	48,6 ±4,9
	30	14,1 ±3,5	8,6 ±5,3	1,8 ±4,4	56,7 ±3,3
	60	8,5 ±6,1	21,2 ±13,1	11,8 ±13,4	56,9 ±3,4
20	10	19,0 ±1,4	2,8 ± 2,0	0,1 ±0,2	42,1 ±5,3
	30	15,5 ±3,0	7,7±4,4	1,1 ±1,6	49,0 ±3,7
	60	9,2 ±5,5	21,2 ±11,0	14,3 ±11,7	49,9 ±2,6

Obs.: Dimensões da leira – 0,8 a 0,9 m de altura, 1,2 m de largura e 16 m de comprimento. Resíduos: restos de comida, cama de cavalo (esterco e serragem) e cortes de grama.

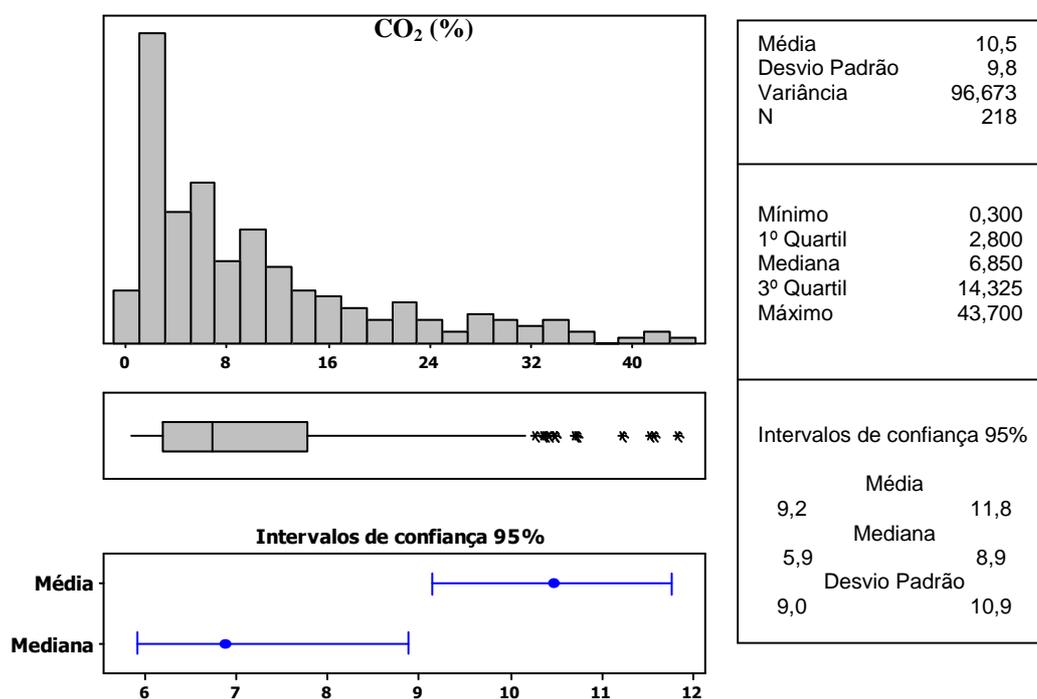
Os resultados obtidos no presente trabalho são similares aos de Beck-Friis et al. (2000), que monitoraram leiras de dimensões e materiais semelhantes. Outros trabalhos mostram que os maiores valores de temperatura ocorreram na parte mais interna e baixa da leira de compostagem (RANDLE, FLEGG, 1978). Essas diferenças podem estar relacionadas ao método de compostagem empregado e às dimensões das leiras.

## 5.2 Dinâmica de Gases: O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>

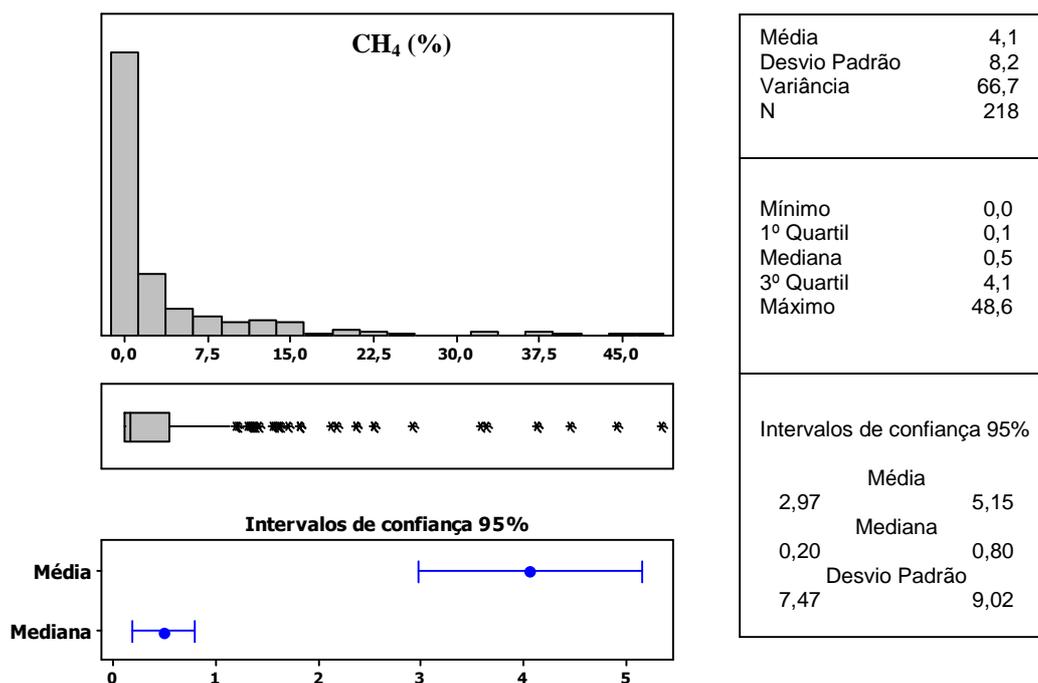
As concentrações de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> dentro de uma leira de compostagem dependem da intensidade da atividade biológica e do estado oxidativo ou reduzido do (micro) ambiente (CARDOSO et al., 1992). As Figuras 24, 25 e 26 apresentam a estatística descritiva para a concentração dos gases dentro da leira.



**Figura 24** – Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de concentração de O<sub>2</sub> (%v/v).



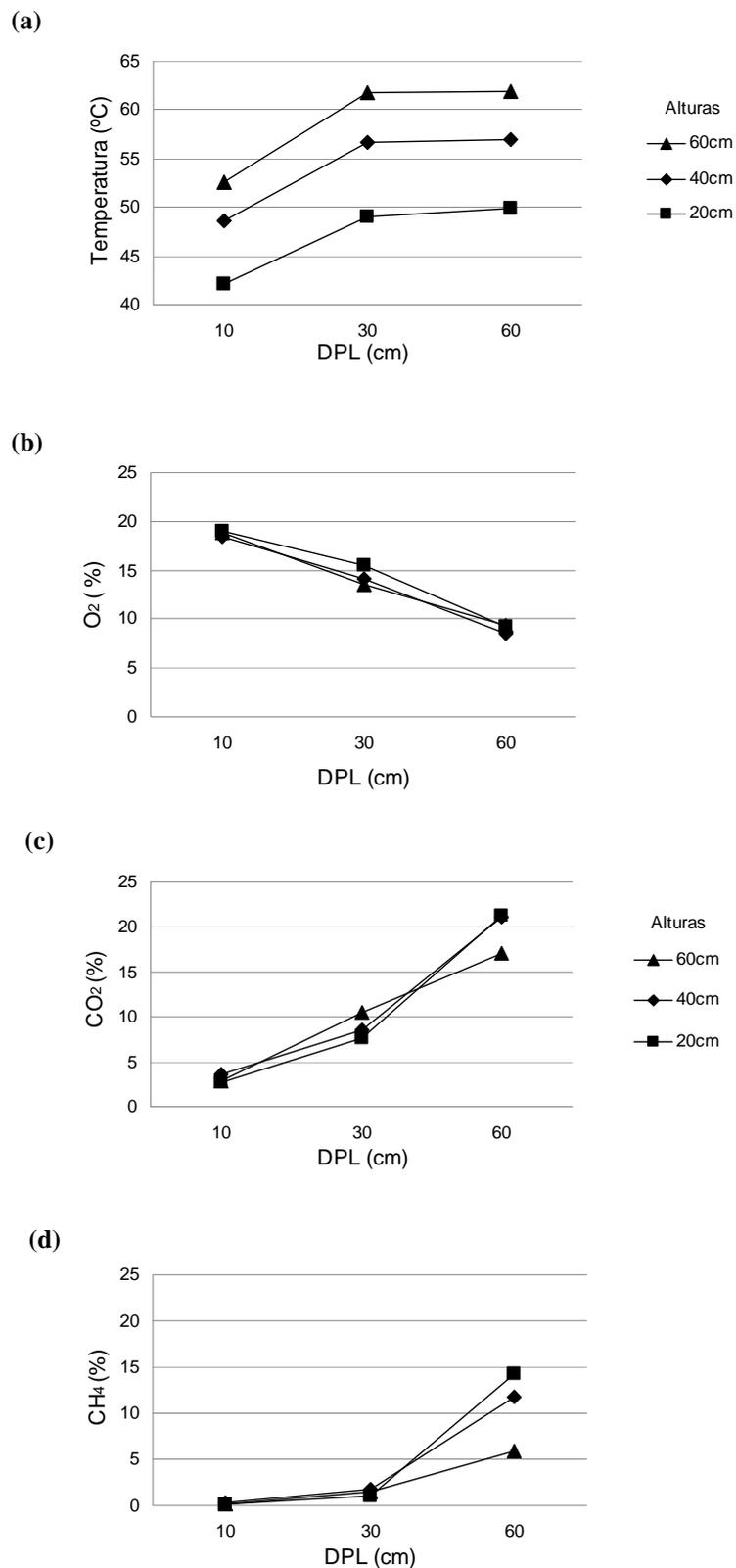
**Figura 25** – Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de concentração de CO<sub>2</sub> (%v/v).



**Figura 26** – Histograma, boxplot, intervalos de confiança e estatística descritiva dos dados de concentração de CH<sub>4</sub> (% v/v).

Para a concentração de O<sub>2</sub> foram obtidas média = 14,2% ± 5,7 e mediana = 15,6%, e intervalos de confiança (95%) para média de 13,2 a 14,9% e para mediana de 14,3 a 16,8%. Esses valores demonstram que a leira de compostagem em estudo esteve predominantemente aeróbia em sua fase termofílica.

A Figura 27 apresenta os gráficos das temperaturas e das concentrações médias dos gases por ponto de amostragem, ou seja, separando por altura e DPL.



**Figura 27** - Gráficos das médias de temperatura (a) e concentração de gases,  $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$  (b,c,d, respectivamente), em três diferentes alturas e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL) ou profundidades dentro de uma leira estática de compostagem em fase termofílica. A DPL 60 cm representa o centro da leira. Dimensões da leira: 1,2 x 0,9 x 16,0m. Resíduos utilizados: grama; restos de alimentos e cama-de-cavalo.

Pelo gráfico da Figura 27a pode-se ver que o ponto mais próximo à parede lateral (DPL = 10 cm) da leira apresenta temperaturas mais baixas que os pontos mais internos (DPL = 30 ou 60 cm). Estes resultados sugerem dois efeitos: (a) a influência da entrada lateral de ar ambiente mais frio que é dirigida, devido ao efeito convectivo de circulação de ar quando o calor interno impulsiona a saída de ar quente e úmido, para cima em um efeito “chaminé”; e (b) a perda de calor condutivo pelas paredes da leira. Porém, a perda de calor condutivo é menor se comparada com a perda de calor latente, via saída de vapor de água, que pode chegar a 90% do calor perdido (MASON, MILKE, 2005a; MILLER, 1993). Somando-se o fato de que nas três alturas de amostragem (20 cm, 40 cm e 60 cm) houve o mesmo padrão de temperatura, ou seja, pontos de menor temperatura nas laterais, pode-se inferir que a entrada de ar ocorre na mesma magnitude em toda a extensão da parede (“reta”) da leira estática.

Os dados das concentrações de gases quando separados em diferentes profundidades (ou DPL - distâncias da parede lateral) mostram que a parte mais interna e central da leira apresentou-se anaeróbia e, conseqüentemente, com alta concentração de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (Tabela 4 e Figura 27c e 27d). Resultados similares foram apresentados por outros autores (BECK-FRIIS et al., 2000; SOMMER, MØLLER, 2000; SZANTO et al., 2007). Pode-se observar pela Figura 27b que as médias de  $\text{O}_2$  variaram com a profundidade (DPL), com uma tendência clara de redução da concentração, mas não variaram com a altura na leira. Resultado similar ao apresentado por Randle e Flegg (1978). O mesmo foi observado para o  $\text{CO}_2$  (Figura 27c). Já as concentrações médias de  $\text{CH}_4$  variaram tanto em profundidade (DPL) quanto em altura na leira (Figura 27d), com uma tendência de crescimento exponencial com a profundidade. Esta tendência foi descrita também no trabalho de Jäckel et al. (2005).

A relação negativa das concentrações de  $\text{O}_2$  e  $\text{CH}_4$  resultou em uma regressão exponencial com  $R^2 = 0,95$  (Figura 28a e Tabela 5). Esta correlação aponta claramente

que a atividade anaeróbica, refletida na produção de CH<sub>4</sub>, predominou quando a concentração de O<sub>2</sub> foi menor que 10%. Como o metano é produzido por um grupo de arqueias estritamente anaeróbicas, fica claro que ambientes anóxicos se formaram em grande proporção abaixo do nível médio de 10% de O<sub>2</sub> na fase gasosa da matriz da leira de compostagem. Entretanto, a produção de CH<sub>4</sub> foi detectável mesmo em concentrações de O<sub>2</sub> acima de 10%, por ex. entre 14 e 16%, provavelmente devido a tendência de formação de microsítios anóxicos durante a fase termofílica e, também, à presença de uma população metanogênica altamente adaptada (JÄCKEL et al., 2005).

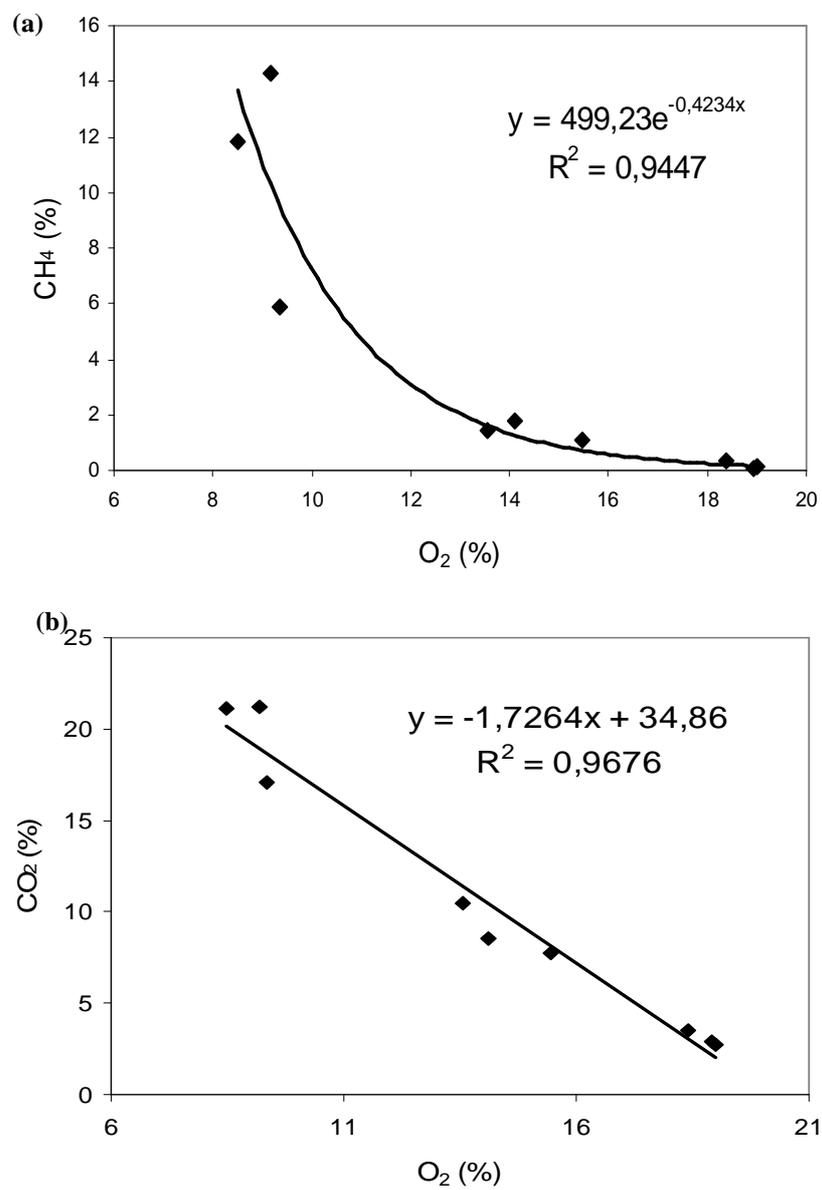
Em geral, é esperada uma relação alta entre consumo de O<sub>2</sub> (pela atividade biológica) e a temperatura na fase inicial do processo de compostagem, quando a curva de temperatura é ascendente, refletindo o aumento da atividade biológica de decomposição dos resíduos orgânicos (EPSTEIN, 1997). No entanto, houve uma relação linear baixa ( $R^2 = 0,35$ ) entre a temperatura e a variação na concentração de O<sub>2</sub> (Figura 29a), provavelmente devido ao efeito da dinâmica de conservação de calor estar se somando ao efeito da atividade biológica (consumo de O<sub>2</sub> e geração de calor). A Tabela 5 e as Figuras 28 e 29 apresentam as regressões e coeficientes de determinação ( $R^2$ ) das relações relevantes encontradas entre os gases e temperatura.

**Tabela 5** – Resumo dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) equações de regressão para algumas relações entre as concentrações de diferentes gases e temperatura em uma leira estática de compostagem.

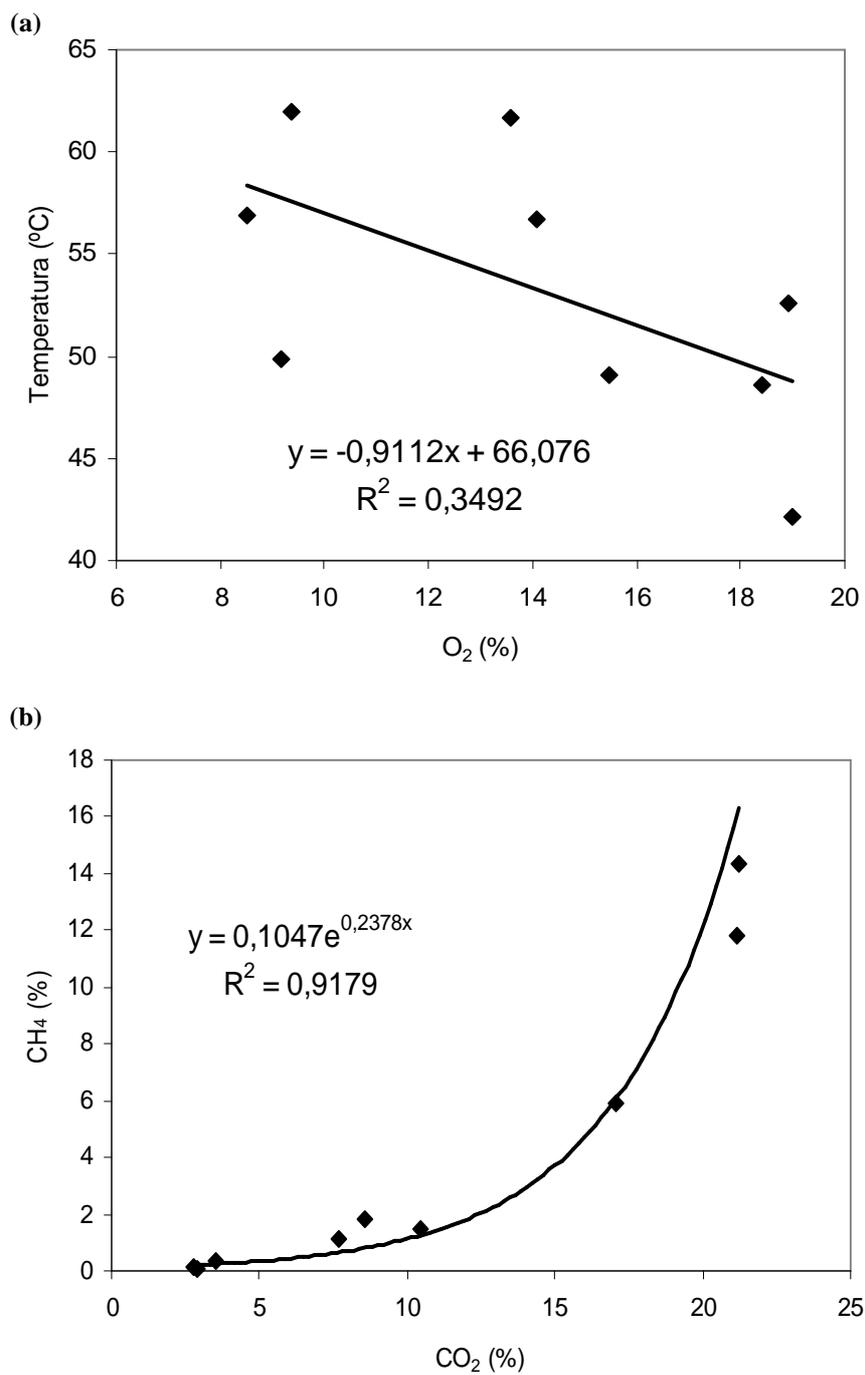
Relação	$R^2$	Regressão
O <sub>2</sub> (%) x Temperatura (°C)	0,35	$Y = -0,9112x + 66,076$
O <sub>2</sub> (%) x CO <sub>2</sub> (%)	0,97	$Y = -1,7264x + 34,86$
O <sub>2</sub> (%) x CH <sub>4</sub> (%)	0,95	$Y = 499,23e^{-0,4234x}$
CH <sub>4</sub> (%) x Temperatura (°C)	0,04	$Y = 51,85e^{0,0049x}$
CO <sub>2</sub> (%) x CH <sub>4</sub> (%)	0,92	$Y = 0,1047e^{0,2378x}$
CO <sub>2</sub> (%) x Temperatura (°C)	0,23	$Y = 48,538e^{0,0081x}$

Obs.: Cálculos efetuados no MS Excel e MINITAB

O baixo  $R^2$  (0,04) na relação Temperatura x  $CH_4$  (Tabela 5) confirma a estrita dependência da concentração de  $CH_4$  à concentração de  $O_2$ , disponível para respiração aeróbia dos microorganismos. O  $CO_2$  é produto tanto da atividade biológica aeróbia quanto anaeróbia, o que explica o alto  $R^2$  em ambas relações, com  $O_2$  (0,97) e  $CH_4$  (0,95). Já o valor de  $R^2$  da relação  $CO_2$  x Temperatura (0,23), próximo ao valor de  $R^2$  para  $O_2$  x Temperatura, sugere que esta relação apenas reflete a relação  $O_2$  x Temperatura (0,35) e o fato do  $CO_2$  ser produto, como dito anteriormente, da ambas atividades biológicas, aeróbia e anaeróbia, que são, por sua vez, dependentes da concentração de  $O_2$ . Sendo que na metanogênese parte do  $CO_2$  também é reduzido à  $CH_4$  (CARDOSO et al., 1992).



**Figura 28** - Gráficos de relação das médias das concentrações de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em uma leira estática de compostagem na fase termofílica.



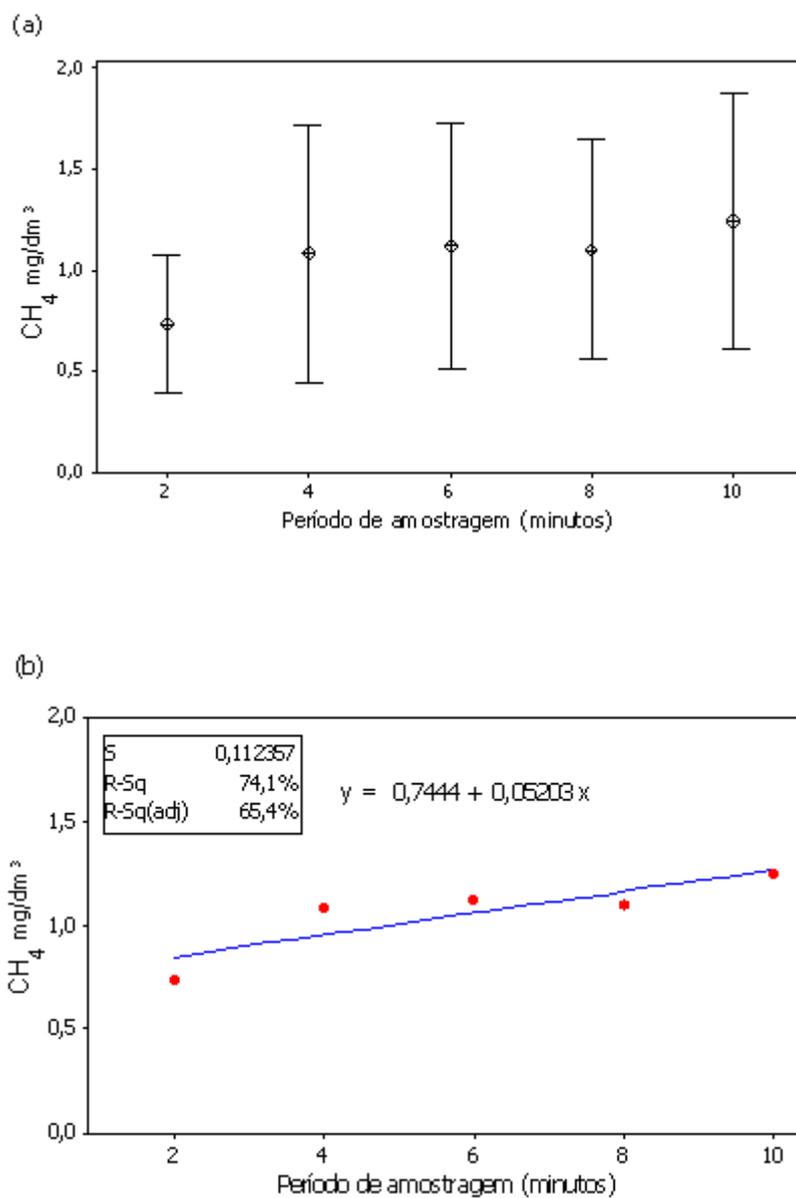
**Figura 29** - Gráficos de relação das médias das concentrações de O<sub>2</sub> e Temperatura (a); e entre CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (b) em uma leira estática de compostagem na fase termofílica. R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

### 5.3 Emissões de CH<sub>4</sub>

Os valores médios e desvio padrão da emissão calculada de CH<sub>4</sub> são mostrados na Figura 30a. A evolução da média da concentração de CH<sub>4</sub> nas câmaras de amostragem apresentou um coeficiente de variação alto (desvio padrão igualmente alto), que é uma característica das emissões de metano em processos de compostagem, similarmente a diversos outros estudos já apresentados na revisão de literatura e que serão discutidos no capítulo seguinte (6. Discussão). A equação linear ajustada às médias de emissão é apresentada na Figura 30b.

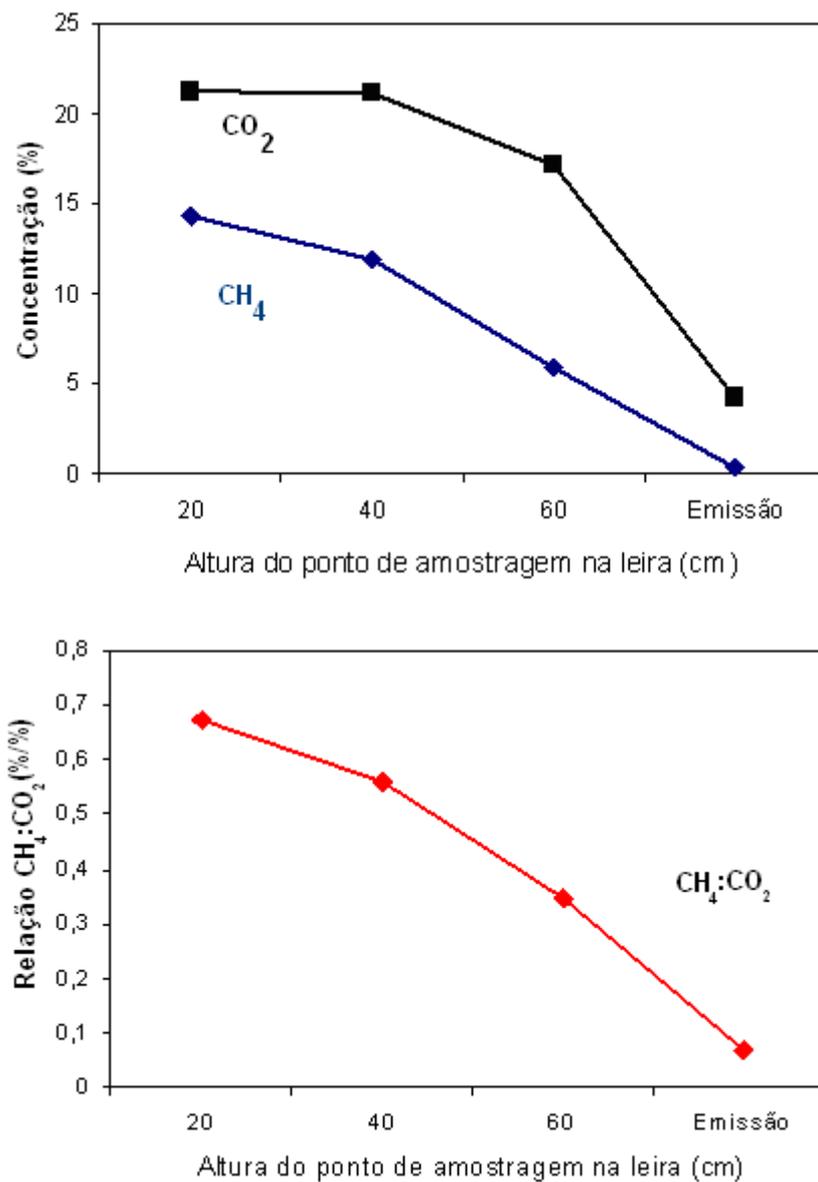
A taxa de emissão de metano foi calculada em 6,6 mg.m<sup>-2</sup>.min<sup>-1</sup>, conforme descrito na metodologia (Capítulo 4). Este valor foi inserido na equação (1), que considerou, ainda, a superfície de emissão da leira, S= 19,2 m<sup>2</sup>, o tempo de emissão, T= 204 dias (convertido em minutos), e a quantidade total de resíduo orgânico tratado, Q= 32,4 Mg, em massa fresca. Após os cálculos, obteve-se um fator de emissão (EF<sub>compostagem</sub>) de 1,2 kg CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> de resíduo, em massa fresca.

Convertendo o fator de emissão de CH<sub>4</sub> em CO<sub>2</sub>.eq (CO<sub>2</sub> equivalente), considerando o valor de GWP<sub>CH<sub>4</sub></sub> = 21 (Potencial de Aquecimento Global do metano previsto no Protocolo de Kioto), chegamos à emissão aproximada de 25 kgCO<sub>2</sub>.eq.Mg<sup>-1</sup> de resíduo (21 x 1,2 kg.Mg<sup>-1</sup> = 25,2 kgCO<sub>2</sub>.eq.Mg<sup>-1</sup>) O fator de emissão encontrado pode ser expresso também em termos de Carbono (C) ou Matéria Seca. Considerando os dados de matéria seca (MS) e conteúdo de carbono (C) da mistura de resíduos apresentados na Tabela 2, chega-se aos valores de emissão de 3,12 kg CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> de MS e 8,15 kg CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> de C.



**Figura 30** – Gráfico das médias e desvio padrão da emissão de CH<sub>4</sub> durante o monitoramento das emissões da leira de compostagem (a); e equação linear ajustada às médias obtidas (b). *S* = desvio padrão; *R-Sq*(R<sup>2</sup>) = coeficiente de determinação; *R-sq*(*adj*) = coeficiente ajustado.

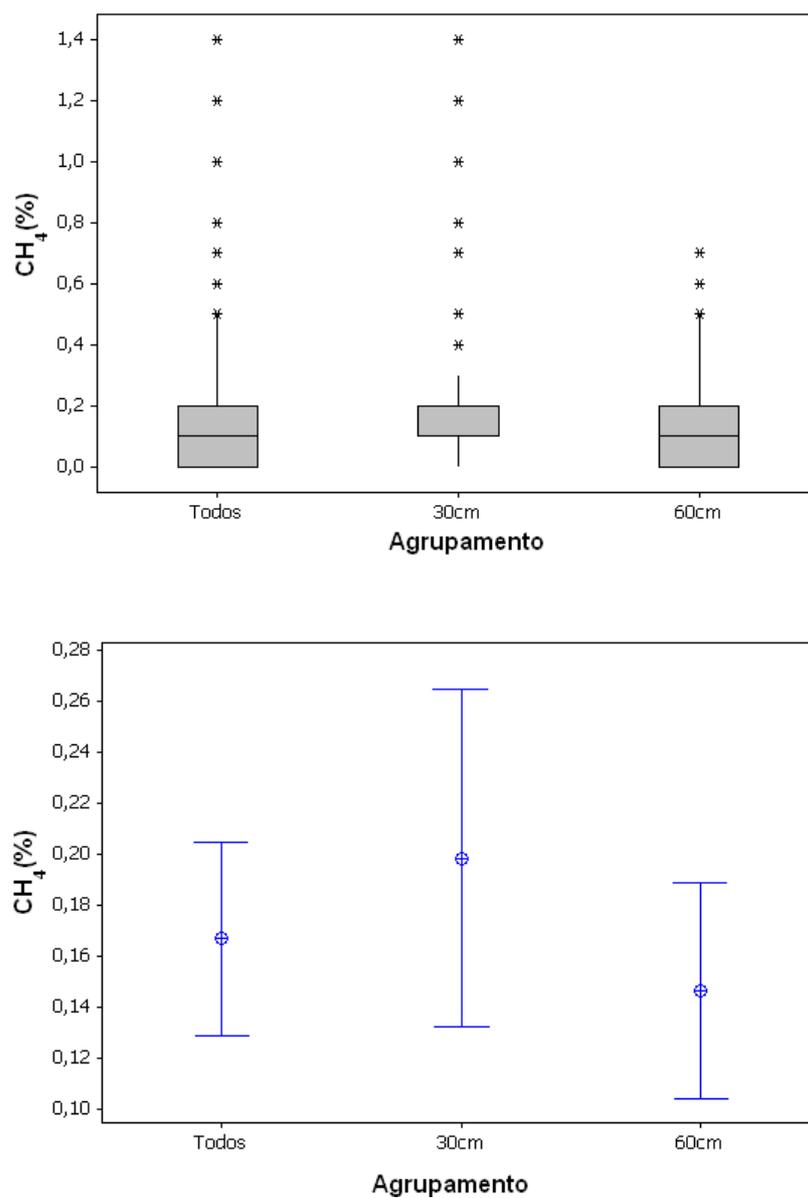
A Figura 31 apresenta a relação entre as médias das concentrações de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  nas amostras gasosas em diferentes alturas e na emissão atmosférica (topo) em uma leira estática de compostagem.



**Figura 31** – Relação entre as médias das concentrações de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  nas amostras gasosas em diferentes alturas e na emissão atmosférica (topo) em uma leira estática de compostagem.

A queda acentuada na concentração de CH<sub>4</sub> nas medidas no topo da leira, como representado na Figura 31, sugere que há forte ação oxidante de CH<sub>4</sub> por microorganismos termofílicos metanotróficos nas partes mais superficiais e com maior concentração de O<sub>2</sub> (JÄCKEL et al., 2005). A diluição com o fluxo de ar atmosférico que entra na leira também é um fator de influência nos baixos valores de leitura de concentração de metano. Porém, a análise da proporção entre CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub> (%:%) nas diferentes camadas da leira, da base até o topo, mostra que essa proporção também cai acentuadamente, como apresenta a Figura 31b, sugerindo que apesar dos dois efeitos influenciarem nos baixos valores de metano, a ação metanotrófica é preponderante na camada mais superficial (20 cm) rica em O<sub>2</sub> (>18%).

A Figura 32 aponta as médias das concentrações de CH<sub>4</sub> nas amostras de emissões. Nesses gráficos é possível observar que a posição da câmara (30 ou 60 cm da DPL) na superfície da leira não influenciou significativamente nas medições, sendo que suas variâncias (ANOVA) não diferiram estatisticamente ( $p < 0,057$ ).



**Figura 32** – Intervalos das médias das amostras gasosas de emissão (a) e médias e desvios (b) das concentrações de CH<sub>4</sub> (%v/v) conforme o agrupamento. Todos = todo o conjunto de dados; 30cm = dados das câmaras posicionadas a 30 cm da parede lateral e 60cm = dados das câmaras posicionadas a 60 cm da parede lateral (meio).

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 Dinâmica de Gases: O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>

Na decomposição biológica da matéria orgânica no processo de compostagem a respiração microbiana aeróbia consome O<sub>2</sub> e libera CO<sub>2</sub>, reduzindo a concentração de O<sub>2</sub>. Quando este nível de O<sub>2</sub> é muito reduzido passa a predominar a atividade microbiana anaeróbia, com geração e consumo de CO<sub>2</sub> e produção de CH<sub>4</sub> (metanogênese) (CARDOSO et al., 1992). Já o CH<sub>4</sub> pode ser oxidado por micro-organismos termofílicos metanotróficos, na presença de O<sub>2</sub>, nas camadas mais superficiais das leiras de compostagem (JÄCKEL et al., 2005). Nas leiras estáticas, a concentração de O<sub>2</sub> depende da intensidade do consumo pelos micro-organismos (respiração) e da reposição via aeração passiva, que sofre influência da porosidade da leira, do excesso de conteúdo de água nos micro e macroporos e do calor interno sobre o fluxo de ar (MILLER, 1993; RANDLE, FLEGG, 1978).

Os resultados demonstraram que a leira em estudo esteve predominantemente aeróbia em sua fase termofílica, com 2/3 do seu volume com concentrações acima de 10% de O<sub>2</sub>. A presença de materiais de baixa degradabilidade, alta C:N e boa estrutura, como as aparas de madeira contidas no esterco de cavalo, provavelmente contribuíram para a manutenção da porosidade (MANIOS et al., 2007; SOMMER, MØLLER, 2000). A porosidade é melhor interpretada como o Espaço-de-Ar-Livre (*FAS – Free Air Space*), que é um importante parâmetro para definir as condições ótimas do substrato para transferência de ar (ALBUQUERQUE et al., 2008). As dimensões e formato da leira também podem ter tido influência neste aspecto (BECK-FRIIS et al., 2000; FUKUMOTO et al., 2003; MILLER, 1993). De fato, os dados deste estudo

evidenciaram a preponderante influencia da largura total da leira na redução das concentrações de O<sub>2</sub>.

Apesar de alguns autores apontarem níveis satisfatórios de O<sub>2</sub> para a compostagem em torno de 5% ou 10% (MILLER, 1993; RYNK, 1992), os resultados obtidos demonstram que abaixo de 10% de O<sub>2</sub> a atividade aeróbia de biodegradação se reduz acentuadamente, passando a predominar o metabolismo anaeróbio de biodegradação da matéria orgânica que pode gerar subprodutos indesejáveis, como o odor durante o processo ou ácidos orgânicos fitotóxicos no produto final (EPSTEIN, 1997). Porém, a detecção de CH<sub>4</sub>, produto da biodegradação estritamente anaeróbia, mesmo em concentrações de O<sub>2</sub> acima de 10% (isto é, entre 14% e 18%) é uma evidência da ocorrência simultânea dos dois tipos de biodegradação da matéria orgânica, aeróbia e anaeróbia, mesmo em um processo de compostagem com desempenho adequado. Isso remete à definição de compostagem como um processo aeróbio ou predominantemente aeróbio de biodegradação.

## **6.2 Emissões de CH<sub>4</sub>**

As diferenças nos valores medidos para emissões de metano em processos de compostagem podem ser atribuídas à porosidade e à estrutura da leira (BECK-FRIIS et al., 2000; MANIOS et al., 2007; SZANTO et al., 2007), umidade, tipo de resíduo orgânico e relação C:N (AMLINGER et al., 2008), dimensões das leiras (BECK-FRIIS et al., 2000; FUKUMOTO et al., 2003; JÄCKEL et al., 2005), revolvimentos (SZANTO et al., 2007), aeração insuficiente (VANDERGHEYNST et al., 1998), e temperatura (JÄCKEL et al., 2005). Porém, muitos desses fatores estão inter-relacionados. Além disso, tem sido demonstrado que as emissões de metano ocorrem preponderantemente na fase termofílica da compostagem, quando a atividade de biodegradação é intensa.

Com os dados obtidos, pode-se inferir que cerca de 86 a 98% do metano gerado nas zonas anaeróbias da leira estática são consumidos pela atividade metanotrófica da microbiota nas zonas aeróbias nas camadas mais superficiais da leira. Este resultado encontra respaldo no trabalho de Jäckel et al. (2003) que encontraram uma redução exponencial nas concentrações de metano nas camadas mais superficiais das leiras de compostagem e demonstraram que micro-organismos “termofílicos (45 a 60°C) metanotróficos são um fator biológico óbvio na regulação das emissões” de metano nessas leiras. Esses autores acharam valores entre 46-98% de oxidação do metano gerado antes de alcançar a atmosfera, que variaram conforme a idade do composto e a faixa ótima de temperatura de 45 a 55°C para esta comunidade microbiana específica.

De acordo com os dados da Figura 27, ficou demonstrado que da metade da altura até o topo da leira estudada as condições ecológicas ficam mais favoráveis para a comunidade metanotrófica termofílica. Isto é, nas camadas superiores o ambiente interno da leira apresenta aumento na concentração de O<sub>2</sub> e temperatura na faixa de 55 a 60°C. No entanto, as temperaturas acima de 55°C reduzem em até 5 vezes este potencial de oxidação biológica do metano ( $\mu\text{mol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ), apesar de, ainda assim, se manter mais alto que o potencial de geração de metano à mesma temperatura (JÄCKEL et al., 2005). Por outro lado, no presente estudo, a concentração de O<sub>2</sub>, que é influenciada fortemente pela profundidade lateral (DPL), parece limitar mais essa atividade metanotrófica que a temperatura quando se compara os gráficos de temperatura, O<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (Figura 27).

Os valores para o fator de emissão de CH<sub>4</sub> encontrados neste estudo são consistentes com os dados obtidos e discutidos por outros autores (Tabela 6). De forma geral, o fator de emissão calculado para o processo de compostagem se situou dentro de uma faixa esperada, principalmente se comparado aos estudos com compostagem de restos de alimentos (por ex., AMILINGER et al. 2008; BECK-FRIIS et al., 2000; JÄCKEL et al., 2005).

**Tabela 6** - Quadro comparativo entre dados da literatura: fatores de emissão (EF) de metano (CH<sub>4</sub>), por massa fresca (MF) de resíduo, em relação à metodologia de medição, ao tipo de resíduo, à técnica de compostagem e as dimensões das leiras.

Referência	Metodologia	Resíduos	Técnica	MF (Kg)	Dimensões (m)	EF CH <sub>4</sub> (g.Mg <sup>-1</sup> MF)
Amlinger et al., 2008	Câmara dinâmica e espectrometria FTIR (IV)	Restos de alimentos	Leira revolvida	300 e 5800		243 e 293
		Resíduos de manutenção de parques e jardins	Leira revolvida	4140 e	----	49 e 604
			Leira estática	3310	----	788 e 2185
		Restos domiciliares e aparas de jardim	Leira estática	2930 e	----	63-933
		Restos de alimentos, parques e jardins	Leira estática	1775	----	1517
		Restos de alimentos		----	----	
Fukumoto et al., 2003	Câmara dinâmica e analisador de gás portátil (detector fotoacústico)	Dejetos de suínos e serragem	Pilha revolvida	321	H=0,7;D=1,4	290
				779	H=0,9;D=2,0	440
Sommer et al., 2004	IHF e analisador de gás (IV) IHF e CG Câmara estática e CG	Dejetos de bovinos	Pilha estática	2700	H=1,1;D=3,0	720 <sup>a</sup>
						428 <sup>a</sup>
						42 a 93 <sup>a</sup>
Szanto et al., 2007	Câmara estática e CG	Dejetos de suínos e serragem	"Reator" com revolvimento	1132	H=2;D=1	1200
			"Reator" estático	1044		12970
Jäckel et al., 2005	Câmara estática e CG	Restos de alimentos e resíduos de parques e jardins	Leira revolvida	81000 <sup>b</sup>	H=1.8;L=3;C=30	420 a 600 <sup>a</sup>
Beck-Friis et al., 2008	Câmara estática e CG	Restos de alimentos e resíduos de parques e jardins	Leira revolvida	110000 <sup>b</sup>	H=2-2,5;L=5-6; C=15-	4231 <sup>a</sup>
				2150 <sup>b</sup>	20	979 <sup>a</sup>
Este estudo	Câmara estática e analisador de gás portátil (IV)	Restos de comida, aparas de grama, cama-de-cavalo	Leira estática	32000	H=0,8-1,0;L=1,2; C=16	1200

CG = cromatografia de fase gasosa; IV = Infra-vermelho; FTIR = *Fourier transform spectroscopy*; IHF = *Integrated Horizontal Flux method*

<sup>a</sup> fatores de emissão calculados a partir dos dados de emissão (mg CH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) diários médios, dimensões das leiras, quantidade e densidade dos resíduos e tempo de compostagem relatados pelos autores.

<sup>b</sup> valores calculados considerando 0,6 Mg.m<sup>-3</sup>

Uma comparação pode ser feita com os trabalhos de Amlinger et al. (2008) e Beck-Friis (2000), apesar das metodologias diferentes de medição. Os primeiros autores apresentam uma faixa de fator de emissão de CH<sub>4</sub> para leiras com restos de alimentos entre 243 a 1517 g CH<sub>4</sub>.Mg<sup>-1</sup> de resíduo, massa fresca. Para esses autores, em termos de CO<sub>2</sub> equivalente, o fator de emissão de um processo de compostagem bem manejado deve ficar entre 20-65 kg CO<sub>2</sub>-eq.Mg<sup>-1</sup> de resíduo, massa fresca, contabilizando emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Não foram realizadas medições de N<sub>2</sub>O neste trabalho. No entanto, o fator de emissão encontrado de 24,25 kg CO<sub>2</sub>-eq.Mg<sup>-1</sup> de resíduo, considerando só o CH<sub>4</sub>, deixa uma margem satisfatória para que o processo estudado seja comparado.

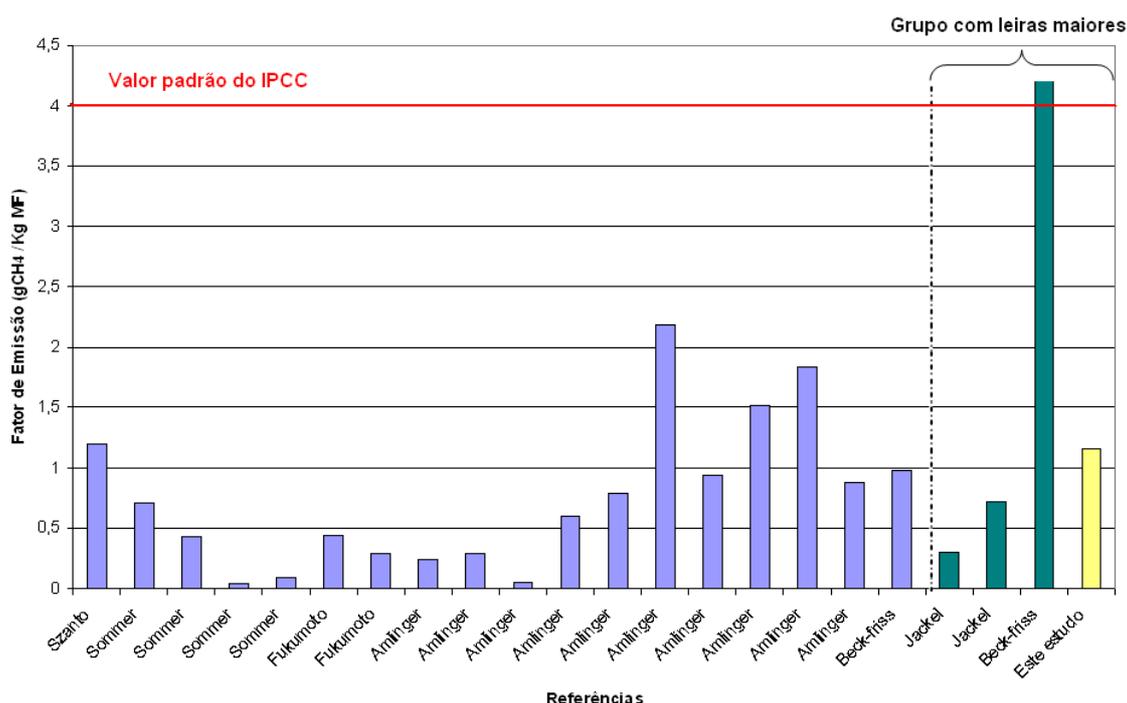
Porém, na comparação com outros trabalhos o processo estudado se situou no limite superior da faixa de emissão de metano esperada. Por exemplo, o estudo de Beck-Friis et al. (2000) apresenta dimensões de leira, tipo de resíduos e metodologia de medição de gases semelhantes a este estudo, permitindo uma comparação quase que direta dos resultados encontrados. Esses autores calcularam uma emissão média de 8100 mg CH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> (leira menor) e este estudo chegou a uma emissão média de 9544 mg CH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. No entanto, existem diferenças entre este estudo e o estudo de Beck-Friis et al. (2000) que limitam essa comparação. Estas diferenças residem no uso de revolvimentos freqüentes das leiras de compostagem e no emprego da cromatografia de fase gasosa para análise das concentrações de gases no estudo apresentado por Beck-Friis et al. (2000), enquanto, neste estudo, as leiras não sofreram revolvimentos e foi utilizado um analisador portátil de gases.

Considerando que as emissões de metano na compostagem podem refletir condições indesejáveis ou falhas de gerenciamento do processo, adicionalmente, Amlinger et al. (2008) propõem que se calcule a relação do fator de emissão de GEE [kg CO<sub>2</sub>eq/Mg FM = (kg CH<sub>4</sub>/Mg x 21) + (kg N<sub>2</sub>O/Mg x 310)] / CO<sub>2</sub> produzido.

Para Amlinger et al. (2008), valores fora da faixa de 0,3 a 0,5 podem indicar condições de decomposição indesejáveis, e valores de emissão de CH<sub>4</sub> acima de 2,5% do carbono total podem refletir uma superestimativa.

A Tabela 6 também demonstra a limitação de comparação entre os diferentes trabalhos em função da variação de fatores como: tipos de resíduos, escala de material, método de compostagem e, principalmente, método de coleta de amostras gasosas e análises das concentrações. Fica claro que não existe ainda um método padronizado, apenas propostas para tal. Mas é evidente que a definição de um método padrão, ou métodos, dependerá da escala, ou seja, das dimensões das leiras de compostagem.

A Figura 33 relaciona os fatores de emissão de metano encontrados por diferentes autores cujos trabalhos formam a comparação da Tabela 6.



**Figura 33** – Comparação entre valores de fator de emissão de metano (g CH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup>) por massa fresca (MF) de resíduo considerando os dados da literatura (referências deste estudo). Os trabalhos podem ser divididos em dois grupos, o de leiras maiores, com leiras de 32,0 a 110,0 toneladas de resíduos, e o grupo restante, que trabalhou com leiras de 0,3 a 6,0 toneladas de massa fresca de resíduo por leira. A linha vermelha representa o valor para fator de emissão sugerido como padrão pelo IPCC para projetos de pequena escala.

Com o grupo de dados da Figura 33 tem-se uma média para os fatores de emissão de  $0,78 \text{ g CH}_4.\text{kg}^{-1} \text{ MF}$ . No entanto, pode-se distinguir dois grupos de estudos: aqueles com leiras menores (321 a 5.800 kg/leira) e outro grupo com leiras maiores (32.000 a 110.000 kg.leira<sup>-1</sup>). O primeiro grupo apresenta uma média para fatores de emissão menor que o segundo grupo, 0,54 e 1,48  $\text{g CH}_4.\text{kg}^{-1} \text{ MF}$ , respectivamente. Importante ressaltar que dois fatores de emissão se distanciaram do conjunto; o primeiro por trabalhar com uma leira de dimensões (largura x altura) e quantidades de resíduos (110.000 kg) muito superiores aos demais; e o outro por ter conduzido um processo claramente anaeróbico, com o mais alto fator de emissão ( $12,9 \text{ g CH}_4.\text{kg}^{-1} \text{ MF}$ ), mesmo com dimensões de leira reduzidas, podendo mesmo ser descartado da comparação. O fator de emissão deste estudo ( $1,2 \text{ g CH}_4.\text{kg}^{-1} \text{ MF}$ ) se encaixa no segundo grupo apresentado na Figura 33.

### 6.3 Metodologias de medição

Dos estudos revisados e utilizados para comparação das emissões de gases-estufa de leiras de compostagem pode-se destacar duas metodologias: (a) a técnica de câmara estática fechada, e (b) a técnica de câmara dinâmica. As diferenças nas metodologias se estendem à análise instrumental empregada para quantificação dos gases em estudo.

A técnica de câmara estática emprega a coleta de amostras gasosas em seringas e análise em cromatografia de fase gasosa (BECK-FRIIS et al., 2000; JÄCKEL et al., 2005; SOMMER et al., 2004; SOMMER; MØLLER, 2000; SZANTO et al., 2007; VANDERGHEYNST et al., 1998). As câmaras estáticas são de fácil aplicação, mas a forma de coleta das amostras para análise cromatográfica é laboriosa, embora apresente alta resolução. No entanto, para alguns autores as câmaras estáticas apresentariam

limitações para medição de emissões gasosas de leiras termofílicas de compostagem devido ao fluxo de ar ascendente (AMLINGER et al., 2008). Além disso, a posição e a quantidade de pequenas câmaras colocadas na superfície da leira de compostagem influenciam nos resultados e podem, ainda, subestimar os valores de emissão (SOMMER et al., 2004). A técnica com câmaras dinâmicas tem como princípio cobrir toda a leira de compostagem, fonte das emissões, e realizar medias contínuas, o que reduziria o erro com a amostragem e com a extrapolação no tempo. O fluxo de ar é mantido em torno da leira por um exaustor e a quantificação das emissões é feita comparando-se as concentrações dos gases no fluxo de entrada e no fluxo de saída (AMLINGER et al., 2008; FUKUMOTO et al., 2003). Neste método tem-se empregado analisadores de gases com detectores infra-vermelho ou detectores fotoacústicos, que podem mostrar concentrações em % ou ppm ou ppb, dependendo do equipamento.

A metodologia de medição das emissões também é uma fonte importante de variação quando pretende-se comparar resultados de diferentes trabalhos. Outra dificuldade é a forma que são apresentados os dados. Amlinger et al. (2008) sugerem um protocolo onde dados de emissão devem ser apresentados em unidades de fluxo de massa, por ex.  $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ , após serem normalizados para temperatura e pressão (0 °C e 1013 hPa, base seca). A informação de mais fácil comparação seria o fator de emissão, que é a quantidade de gás emitido pela quantidade de massa compostada (matéria fresca ou seca), por ex.,  $\text{kg}\cdot\text{Mg}^{-1}$ . Deve-se evitar formas que adicionam incertezas à informação como, por exemplo, fluxo de massa por unidade de área (superfície da leira), ou mesmo o fator de emissão por matéria seca (umidade do material).

A técnica de câmara dinâmica traz importantes vantagens para a precisão das medições e, por isso, pode ser considerada uma metodologia de referência para medição de emissões de compostagem. No entanto, é uma metodologia mais difícil e dispendiosa de ser aplicada em processos de compostagem em escala de campo com grandes leiras.

Para todos os casos, a medição das emissões durante as atividades de revolvimento da leira são um complicador, principalmente no uso de câmaras estáticas. Considerando a dinâmica de produção e oxidação do metano no perfil da leira de compostagem, grande quantidade de metano pode ser emitida no momento do revolvimento, e esta informação pode não ser captada dependendo da metodologia de medição.

A metodologia empregada neste trabalho é uma variação da técnica de câmaras estáticas por acoplar um analisador portátil de gases. Esta técnica se mostrou prática e pouco dispendiosa, empregando equipamento portátil e de fácil calibração e operação. As altas correlações entre os dados obtidos para os diferentes gases neste monitoramento sugerem que a metodologia empregada foi adequada. Pela comparação com outros resultados da literatura, o método de monitoramento de gases empregado neste estudo se mostrou satisfatório para os objetivos pretendidos, que incluiu a avaliação do processo aeróbio. E pode-se ressaltar como vantagem deste método a sua aplicabilidade, podendo ser facilmente utilizado e adaptado para o monitoramento de diferentes processos de compostagem em qualquer escala. No entanto, reconhece-se a necessidade de mais estudos quanto a sistemática de medição (quantidade de câmaras, posições e intervalo de medições) para resultados mais precisos.

#### **6.4 Papel da compostagem na mitigação de emissões de GEE**

A UNFCCC tem aprovado e revisado anualmente metodologias de cálculo de emissões de gases de efeito estufa para subsidiar inventários de emissões e projetos de MDL (Mecanismos de Desenvolvimento Limpo) na área de tratamento e disposição de resíduos orgânicos, seja de origem urbana ou agropecuária.

A metodologia de cálculo aprovada AMS.III.F (*Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass*), sugere como fator de emissão de

metano para a compostagem o valor de  $4,0 \text{ kg.Mg}^{-1}$  de resíduos, na base úmida, e  $10,0 \text{ kg.Mg}^{-1}$  de resíduo, na base seca. Portanto, um valor mais alto do que aqueles encontrados neste trabalho e, também, por outros autores. É prevista a possibilidade do uso de valores específicos para os projetos, desde que mensurados apropriadamente. A AMS.III.F é indicada para comparações de emissões de metano oriundas da disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários (linha de base) com projetos de tratamento biológico como a compostagem. Considerando no cálculo o fator de emissão padrão da metodologia de cálculo,  $1,0 \text{ Mg}$  ( $1.000 \text{ kg}$ ) de restos de alimentos gera, em um período de 10 anos de depósito em um aterro, cerca de  $0,85 \text{ tCO}_2\text{.eq}$  (toneladas ou megagramas de  $\text{CO}_2$  equivalente), considerando emissões de metano. Esta mesma quantidade de resíduo enviada para um processo de compostagem geraria apenas  $0,084 \text{ tCO}_2\text{.eq}$ , resultando em um potencial de mitigação das emissões de metano de cerca de 90%.

O mesmo efeito de mitigação de emissões de metano através da tecnologia da compostagem é válido para o tratamento de dejetos suínos. Vanotti et al. (2008) demonstraram que um sistema de tratamento de dejetos suínos baseado em tecnologias aeróbias, que incluem a compostagem para tratamento da fração orgânica sólida, reduziu em cerca de 96,9% as emissões ( $\text{tCO}_2\text{-eq}$ ) de metano e óxido nítrico quando comparado à tecnologia usual de deposição de dejetos em lagoas. Nesta comparação, foi empregada a metodologia de cálculo AM0006 (Reduções de GEE em sistemas de gerenciamento de dejetos) (UNFCCC, 2009), que usa a quantidade de sólidos voláteis dos dejetos e o tipo de tecnologia para estimar as emissões de gases de efeito estufa do projeto.

#### 6.4.1 Potencial de mitigação de emissões metano por projetos de compostagem

As metodologias de cálculo de emissões de GEE apresentadas foram usadas na avaliação do potencial de contribuição para mitigação de emissões de metano de um conjunto de cinco projetos de compostagem de pequena escala de resíduos orgânicos de restaurantes. Todos os projetos usam o mesmo método de compostagem- Leiras Estáticas com Aeração Passiva.

Para realizar os cálculos da emissão de metano foram utilizados dados coletados referentes a pesagens de resíduos orgânicos que são destinados aos seguintes projetos de compostagem: A) Projeto Piloto de Compostagem – Localizado em Florianópolis/SC, recicla 4,0 Mg.dia<sup>-1</sup> de restos de alimentos; B) Projeto de Reciclagem Orgânica da UFSC – Localizado em Florianópolis/SC, recicla 1,2 Mg.dia<sup>-1</sup>, sendo 0,85 de restos de alimentos e 0,35 de cama animal do biotério da UFSC; C) Projeto de Reciclagem Orgânica do CEASA – Localizado no município de São José/SC, recicla 4,6 Mg.dia<sup>-1</sup> de restos de frutas e vegetais; D) Projeto de Reciclagem Orgânica do município de Garopaba/SC – recicla 1,5 Mg.dia<sup>-1</sup> de resíduos orgânicos urbanos; E) Projeto de Reciclagem Orgânica AIRJ – Localizado na cidade de Rio de Janeiro/RJ, recicla 0,8 Mg.dia<sup>-1</sup> de restos de alimentos. A soma das médias anuais dos cinco projetos resulta em aproximadamente 4.191 Mg.ano<sup>-1</sup> de resíduos orgânicos processados.

A quantidade de metano gerado pelos resíduos orgânicos considerados acima, se enviados a um aterro, é calculada segundo o modelo da ferramenta metodológica aprovada pela Convenção Quadro das Nações Unidas para Mudanças Climáticas (UNFCCC) - (Ferramenta para determinar a emissão de metano evitada de locais de disposição de resíduos, versão 04, EB41, Relatório Anexo 10) (UNFCCC, 2009a) – Equação 4 abaixo:

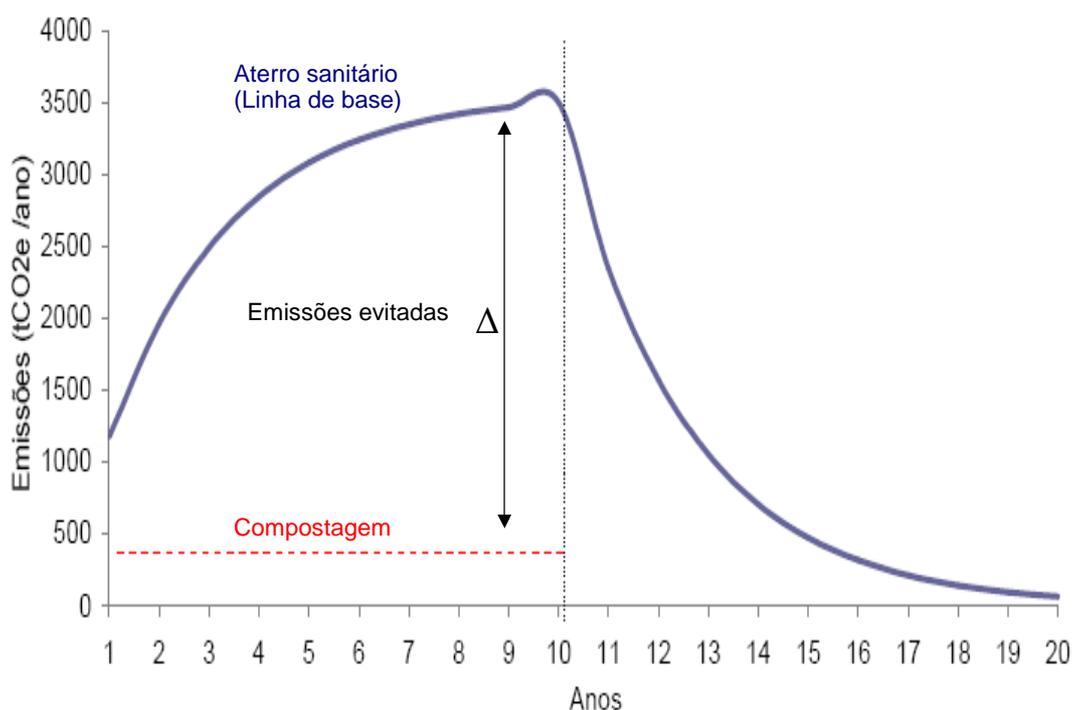
$$BE_{CH_4,SWDS,y} = \varphi \cdot (1-f) \cdot GWP_{CH_4} \cdot (1-OX) \cdot \frac{16}{12} \cdot F \cdot DOC_f \cdot MCF \cdot \sum_{x=1}^y \sum_i W_{j,x} \cdot DOC_j \cdot e^{-k_j(y-x)} \cdot (1-e^{-k_j})$$

Onde;  $\phi = 0,9$  (fator de correção do modelo que leva em conta as incertezas do modelo);  $f = 0$  (fração do metano capturado no aterro para queima ou uso);  $GWP_{CH_4} = 21$  (potencial de aquecimento global do metano);  $OX = 0,1$  (fator de oxidação de metano) utilizado para aterros bem manejados;  $F = 0,5$  (fração volumétrica de metano no gás emitido pelo aterro);  $DOC_f = 0,5$  (fração de carbono orgânico degradável que pode degradar efetivamente dentro do aterro);  $MCF = 1$  (fator de correção do metano para aterros anaeróbicos);  $W_{j,x} = 4190,6$  Mg (massa fresca de resíduo orgânico tipo  $j$  não depositado no aterro no ano  $x$ ) - média anual de todos os projetos;  $DOC_j$  (fração de carbono orgânico degradável por peso no resíduo orgânico tipo  $j$ ) = 0,15 (15%) para restos de comida de base úmida;  $K_j = 0,40$  (taxa de decomposição para o resíduo do tipo  $j$  que leva em conta o clima tropical, com média anual de temperatura  $>20^\circ C$ , e o regime de chuvas que influenciam o aterro, com média anual de precipitação  $>1.000$ mm);  $x =$  primeiro ano do período;  $y =$  último ano de período.

O fator de emissão da compostagem é  $4,0$  g  $CH_4.kg^{-1}$  de resíduo (massa fresca). As emissões evitadas de  $CO_2$  com a redução do transporte dos resíduos não foram calculadas neste trabalho, nem as emissões relativas a uso de energia elétrica. No entanto, esses itens constam da metodologia AMS.III.F – Emissão evitada de metano por processos biológicos de tratamento, versão 6 - para projetos MDL (UNFCCC, 2009b). Em relação aos projetos alternativos A, B e E o aterro sanitário dista aproximadamente 25,0 km, enquanto que para o projeto D o aterro localiza-se a 70 km e para o projeto C essa distância é de 20 km.

De acordo com a metodologia de cálculo empregada, o processo de compostagem apresentou significativa diferença em relação às emissões de metano, um dos principais gases de efeito estufa, emitindo uma quantidade aproximadamente 10 vezes menor quando comparado ao aterro sanitário. O processo de decomposição anaeróbia que ocorre nos aterros sanitários produz elevada emissão de metano para a

atmosfera. A Figura 34 compara as emissões de metano em ambas as condições, mostrando a linha de base (aterro) e a emissão dos projetos alternativos. Para este cálculo, considerou-se a condição de depósito de resíduos durante os 10 anos e o horizonte de emissão de até 20 anos para o aterro. A compostagem apresentou uma emissão de 3.520 tCO<sub>2</sub>-eq, em 10 anos, enquanto o aterro sanitário emitiu 28.527 tCO<sub>2</sub>-eq, e continuará emitindo metano por pelo menos 10 anos, chegando a 35.510 tCO<sub>2</sub>-eq em 20 anos.



**Figura 34** – Gráfico comparativo das emissões de metano pela compostagem (MDL) e o aterro sanitário (linha de base) sem recuperação de metano, em tCO<sub>2</sub>-eq, gerados por 4190,6 toneladas de resíduos orgânicos depositados anualmente, durante 10 anos. O valor 4190,6 toneladas é a soma das médias anuais de resíduos destinados a cinco projetos de compostagem de pequena escala. Metodologia de cálculo: AMS.III.F,UNFCCC (Fonte: INÁCIO et al., 2009).

As quantidades relativas a reduções de emissões de gases de efeito estufa atribuídas a uma atividade de projeto resultam em Reduções Certificadas de Emissões (RCE), medidas em tonelada métrica de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>-eq). Nos 10 primeiros anos as emissões evitadas pelos projetos alternativos chegam a 25.007 tCO<sub>2</sub>-eq.

As emissões acumuladas de metano geradas pelo aterro em 20 anos, atingiram o valor de 35.510,76 tCO<sub>2</sub>-eq. Subtraindo este valor pela quantidade emitida dos projetos de MDL, obtemos 31.990,76 tCO<sub>2</sub>-eq, que significa o quanto foi reduzido das emissões de metano, quando 4.190,6 toneladas de resíduos orgânicos foram destinadas aos projetos de MDL ao invés do aterro, durante 10 anos.

Apesar de projetos de pequena escala gerarem individualmente uma quantidade de RCE que podem não viabilizar o processo de registro de um MDL devido aos custos de transação, ficou demonstrado pelos cálculos que um conjunto de pequenos projetos poderia ter esse potencial viabilizado. A contribuição da compostagem de resíduos orgânicos para mitigação das emissões de metano em sistemas de tratamento e gerenciamento de resíduos ou dejetos orgânicos é evidente. Em princípio, a compostagem é uma tecnologia de baixo investimento e custo de manutenção, o que poderia refletir em um custo de abatimento por tCO<sub>2</sub>-eq menor quando comparado aos projetos de captura de metano em aterros ou biodigestores (dejetos). A compostagem ainda gera o composto orgânico, produto final de alta qualidade para uso agrícola e comercializável. O composto orgânico recicla nutrientes e carbono orgânico para os solos e é utilizado como substrato para mudas de hortaliças, frutíferas e espécies florestais.

## 7. CONCLUSÃO

O estudo da dinâmica de gases da leira estática de compostagem preparada com resíduos de comida, cama de cavalo e aparas de grama demonstrou que esta manteve-se predominantemente aeróbia (mais de 2/3 do volume com 10 a 18% de O<sub>2</sub>) em sua fase termofílica, porém com uma pequena zona central anaeróbia (O<sub>2</sub> < 10%), que apresentou elevada concentração de CH<sub>4</sub>. Portanto, o limite de 10% de concentração de O<sub>2</sub> pode ser adotado para se avaliar a condição predominantemente aeróbia ou anaeróbia do processo de compostagem. Os resultados também evidenciaram a influência preponderante da largura total da leira nas concentrações de O<sub>2</sub>. Essas informações são relevantes ao desempenho do processo e podem subsidiar decisões quanto as estratégias de gerenciamento da compostagem.

Estimou-se que cerca de 86 a 98% do metano gerado nas zonas anaeróbias da leira foram oxidados pela atividade metanotrófica da microbiota nas zonas aeróbias nas camadas mais superficiais da leira. O fator de emissão ( $EF_{\text{compostagem}}$ ) de CH<sub>4</sub> foi calculado em 1,2 g CH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> MF de resíduo, o que é um valor mais baixo do que o padrão (*default*), de 4,0 g CH<sub>4</sub>.kg<sup>-1</sup> MF (ou kg.Mg<sup>-1</sup>) de resíduos, usado nas metodologias de cálculo de inventários de emissões e projetos MDL. As metodologias de cálculo de reduções de emissões de GEE publicadas pela UNFCCC permitem o uso de fatores de emissões locais desde que lastreados por metodologias comprovadamente robustas e aceitas. Neste sentido, este estudo contribui para o desenvolvimento, aprimoramento e validação de metodologias de medições de metano em processos de compostagem, que possam ser aplicadas no Brasil. O fator de emissão de metano ( $EF_{\text{compostagem}}$ ) calculado poderá ser utilizado como referência no inventário de emissões de projetos de compostagem similares em condução no País.

A comparação dos resultados deste estudo com outros resultados da literatura permite considerar que a metodologia empregada foi satisfatória no cumprimento dos objetivos deste estudo. Esta afirmação está baseada (i) nos valores de  $R^2$  acima de 0,9 das relações obtidas nas regressões entre as concentrações de gases no interior da leira de compostagem, (ii) no relativamente baixo desvio ( $S= 0,11$ ) da regressão para cálculo das emissões de metano; e (iii) na comparação do fator de emissão e das concentrações de gases obtidas com resultados de outros trabalhos (AMILINGER et al. 2008; BECK-FRIIS et al., 2000; JÄCKEL et al., 2005).

Ressalta-se, também, a aplicabilidade do método, podendo ser utilizado e adaptado para o monitoramento de diferentes processos de compostagem em diferentes escalas (tamanho de leiras). No entanto, reconhece-se a necessidade de aprofundamento do conhecimento sobre a influencia da sistemática de medição, isto é, determinação da quantidade de câmaras, posições e intervalo de medições, para obtenção de resultados mais precisos. Uma melhoria na qualidade dos dados para emissões de metano poderá ser obtida com o uso de analisadores de gases com resolução em 0,01% disponíveis no mercado. Sensores eletrônicos de gases, disponíveis no mercado, e um controlador e armazenador de dados (*datalogger*) poderiam ser utilizados para medidas mais freqüentes ou mesmo contínuas. Isto proporcionaria uma melhor compreensão dos fatores que influenciam as variações internas de concentração de gases, que tem relação direta com o tipo e intensidade do metabolismo microbiano predominante. Da mesma forma, a validação definitiva pode ser conduzida empregando-se simultaneamente o método deste estudo, com analisador portátil, comparativamente com a coleta de amostras gasosas para análise cromatográfica das concentrações  $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$ .

Por fim, sugere-se que estudos futuros sobre a dinâmica de gases e emissões de GEE ( $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$ ) em processos de compostagem devam considerar: (i) a otimização da relação altura/largura/comprimento; (ii) a medição da influência da

porosidade (Espaço-de-Ar-Livre ou % de vazios) e de suas alterações durante o processo; (iii) a influência da composição de nutrientes (C, N, P e S) na relação atividade biológica / dinâmica e emissões de gases; (iv) a inclusão da medição e quantificação das emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) e a cinética na atmosfera; e (v) inclusão da medição e quantificação da volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ), uma importante fonte de perdas de N do processo e sua cinética na atmosfera.

**REFERÊNCIAS**

ADHIKARI, B.K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J. Predicted growth of world urban food waste and methane production. **Waste Management & Research**, v.24. p. 421–433, 2006.

ALBUQUERQUE, J.A., McCARTNEY, D., YU, S., BROWN, L., LEONARD, J. J. Air Space in Composting Research: A Literature Review. **Compost Science & Utilization**, v.16, n. 3, p. 159-170. 2008.

AMLINGER, F., PEYR, S. & C. CURLS. Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. **Waste Management & Research**, v. 26, p. 47-60. 2008.

BARREIRA, L. P., PHILIPPI JUNIOR, A., RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n.4, p. 385-393. 2006.

BARTON, J.R., ISSAIAS, I., STENTIFORD, E.I. Carbon – Making the right choice for waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 28, p. 690-698. 2008.

BECK-FRIIS, B., PELL, M., SONESSON, U., JÖNSSON, H., and KIRCHMANN, H. Formation and emission of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from compost heaps of organic household waste. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 62, p. 317-331. 2000.

BENITES, V.M., BEZERRA, F.B., MOUTA, R.O., ASSIS, I.R., SANTOS, R.C., CONCEIÇÃO, M., ANDRADE, A.G. Produção de Adubos Orgânicos a partir da Compostagem dos resíduos da Manutenção da Área Gramada do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro. **EMBRAPA SOLOS: Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, nº 50, 21p. 2004.

BROWN, H.A., WAGNER-RIDDLE, C., THURTELL, G.W., Nitrous oxide flux from a solid dairy manure pile measured using a micrometeorological mass balance method. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 62, p. 53–60. 2001.

CARDOSO, E. J. B. N; TSAI, S. M.; NEVES, P. C. M. (coord.) **Microbiologia do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, 1992. p. 360

CORREA, R. S., FONSECA, Y. M. F., CORREA, A. S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.4, p. 420-426. 2007.

COSTA, M. S. S. de M. et al. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.1, p. 100-107. 2009.

EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. Pennsylvania. Technomic Publishing, 1997. p. 493.

FOWLER, D., SKIBA, U., HARGREAVES, K.J. Emission of nitrous oxide from grasslands. In: Jarvis, S.C., Pain, B.F. (Eds.), **Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands**. CAB, International, Wallingford, UK, p. 147–164. 1997.

FUKUMOTO, Y, OSADA, T., HANAJIMA, D., AGA, K. Patterns and quantities of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 109-114. 2003.

GUIMARÃES, C. de S. Caracterização das emissões de compostos orgânicos voláteis na área de taxiamento de três aeroportos brasileiros. Tese (Doutorado em Química). **Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Instituto de Química, 2009. 223 f.

HAO, X., BENKE, M., LARNEY, F.J., McALLISTER, T.A. Greenhouse gas emission when composting manure from cattle fed wheat dried distillers' grains with solubles. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, published on line 3 July 2010. DOI 10.1007/S10705-010-9380-6

HAUG, R.T. **Practical Handbook of Compost Engineering**. 2<sup>a</sup> Ed. Taylor & Francis Inc. Boca Raton, Florida. 1993.

HELLENBRAND, H.J., KALK, W-D. Emission of methane, nitrous oxide and from dung windrows. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.60, p. 83-87. 2001.

INÁCIO, C.T., MILLER, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro. Embrapa Solos, 2009. p. 156.

INÁCIO, C.T.; BETTIO, D.B.; MILLER, P. R. M. Potencial de mitigação de emissões de metano via projetos de compostagem de pequena escala. Resumo expandido. ANAIS (CD-ROM). **I Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos**, Vitória, Espírito Santo, 8 a 9 de outubro, 2009.

IPCC, **2007 Climate Change Synthesis Report**. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland. 2007, pp. 104. Disponível em: [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm). Acesso em: 25/05/2010.

JÄCKEL, U., THUMMES, K., KÄMPFER. Thermophilic methane production and oxidation in compost. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 52, p. 175-184. 2005.

KHAN, R.Z., MULLER, C., SOMMER, S.G. Micrometeorological mass balance technique for measuring CH<sub>4</sub> emission from stored cattle slurry. **Biology and Fertility of Soils**, v. 24, p. 442-444. 1997.

MAJUNDAR, D.; PATEL, J.; BHATT, N.; DESAI, P. Emission of methane and carbon dioxide and earthworm survival during composting of pharmaceutical sludge and spent mycelia. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 648-658. 2006.

MANIOS, T., MANIADAKIS, K, BOUTZAKIS, P., LASARIDI, K., MARKAKIS, G., STENITIFORD, E.I. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting. **Waste Management**, v. 27, p. 1092-1098. 2007.

MASON, I.G., MILKE, M.W. Physical modeling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. **Waste Management**, v. 25, p. 481-500. 2005a.

\_\_\_\_\_. Physical modeling of the composting environment: A review. Part 2: Simulation performance. **Waste Management**, v. 25, p. 501-509. 2005b.

MILLER, F. C. Composting as a Process Base on the Control of Ecologically Selective Factors. In: F.B.,Metting Jr. (ed.) **Soil Microbial Ecology: application in agricultural and environmental management**. Marcel Dekker, New York, p. 515-541. 1993.

PALLAIT, J-M, ROBIN, P. HASSOUNA, M. LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 6833-6842. 2005.

PICKIN, J. G, YUEN, S. T. S. , HENNINGS, H. Waste management options to reduce greenhouse gas emissions from paper in Australia. **Atmospheric Environment**, v. 36, p.741-752. 2002.

RANDLE, J., FLEGG, M. Oxygen measurements in a Mushroom Compost Stack. **Scientia Horticulturae**, v. 8, p. 315-323. 1978.

RAVISHANKARA, A. R., DANIEL, J. S., PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, p. 123-125, 2009.

RYNK, R. (Ed.) **On-Farm Composting Handbook**. NRAES - Northeast Regional Agricultural Engineering Service - Cooperative Extension. Ithaca, NY, 1992. p. 186.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., SERRAMIÁ, N., CIVANTOS, C.G-O., FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, A., ROIG, A. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase mill wastes with different agroindustrial by-products. **Chemosphere**, v. 81, p. 18-25. 2010.

SEDIYAMA, M. A. N., GARCIA, N. C. P., VIDIGAL, S. M., MATOS, A. T. de. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agricola** [online]. v.57, n.1, p. 185-189. 2000.

SOMMER, S.G., MØLLER, H.B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, v.134, p. 327-335. 2000.

SOMMER, S.G., MCGINN, S.M., HAO, X., LARNEY, F.J. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 4643-4652. 2004.

SZANTO, G.L., HAMELERS, H.V.M., RULKENS, W.H., VEEKEN, A.H.M. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2659-2670. 2007.

THOMPSON, A.G; WAGNER-RIDDLE, C., FLEMING, R. Emissions of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> during the composting of liquid swine manure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 91, p. 87-104. 2004.

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change. **Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site - version 04, EB41, Report Anex 10**. Disponível em: <http://unfccc.int/2860.php>. Acesso em: 25/05/2009a

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change. **AMS-III.F.: Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass - version 6**. Disponível em: <http://unfccc.int/2860.php>. Acesso em: 25/05/2009b

VANDERGHEYNST, J. S., GOSSETT, J. M., WALKER L. P. High-solid aerobic decomposition: pilot-scale reactor development and experimentation. **Process Biochemistry**, n. 32(5), p. 361-375. 1997.

VANDERGHEYNST, J. S., COGAN, D.J., DEFELICE, P.J., GOSSET, J.M., WALKER, L.P. Effect of Process management on the emission of organosulfur compounds and gaseous antecedents from composting processes. **Environmental Science & Technology**, v. 32, p. 3713-3718, 1998.

VANOTTI, M.B., SZOGI, A.A., VIVES, C.A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. **Waste Management**, v. 28, p. 759–766, 2008.

**ANEXOS**

**DADOS DE CAMPO**

## Anexo 1

Dados de concentração intersticial de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, em % de volume, e temperatura, em °C, na leira de compostagem em diferentes alturas e distâncias da parede lateral (DPL)

Seção	PA	DATA: 10/02/2009				DATA: 05/02/2009				DATA: 27/02/2009				DATA: 25/02/2009				DATA: 26/02/2009				DATA: 27/02/2009				DATA: 08/04/2009				DATA: 09/04/2009				DATA: 10/04/2009					
		O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	T(°C)		
1	A1	11	19,0	7,2	0,0	50,1	18,1	4,0	0,1	49,1	19,0	2,7	0,1	42,8	20,2	1,0	0,1	47,0	19,0	2,0	0,2	44,0	-	-	-	-	19,6	1,4	0,2	59,0	19,0	1,4	0,2	50,9	20,2	0,9	0,0	54,0	
		11	9,7	19,0	0,1	57,4	14,7	11,9	0,1	54,5	14,3	9,7	0,5	49,7	19,7	7,5	0,7	48,4	19,0	5,6	0,5	49,5	-	-	-	-	19,7	6,5	0,5	49,7	16,5	9,1	0,7	44,4	14,0	10,3	0,5	41,3	
	B1	11	1,0	41,7	21,8	48,7	5,2	28,1	10	51,6	6,8	26,3	32,8	48,0	10,4	19,5	19,7	47,3	18,7	6,6	2,3	47,4	-	-	-	-	12,2	16,7	28,0	47,3	3,5	27,7	14,1	48,5	10,0	20,2	15,8	44,9	
		11	16,7	6,5	0,0	52,6	19,2	3,5	0,1	53,1	19,0	3,2	0,1	47,0	19,3	2,0	0,1	49,0	17,4	5,2	1,5	45,2	-	-	-	-	20,1	1,1	0,1	46,9	20,1	0,7	0,1	41,0	20,7	0,3	0,0	38,6	
	C1	11	14,0	11,4	0,0	57,6	15,8	9,9	0,1	58,0	16,7	6,7	0,2	56,8	8,4	7,8	1,0	57,1	7,7	24,3	24,6	55,0	-	-	-	-	9,6	13,9	1,3	53,8	14,0	9,5	0,2	54,5	14,7	5,7	0,0	51	
		11	3,8	39,3	20,6	52,6	2,1	33,2	8,8	59,4	12,6	14,2	7,0	62,4	4,0	17,3	2,1	56,0	3,2	33,9	37,3	62,8	-	-	-	-	2,5	33,5	40,2	64,7	12,4	14,0	4,7	50,8	2,8	21,2	5,3	57,5	
	D1	11	19,3	2,9	0,0	55,6	20,4	2,9	0,1	49,2	19,9	1,7	0,0	49,4	19,4	1,6	0,1	50,4	12,9	10,7	0,4	55,1	-	-	-	-	19,9	1,1	0,1	59,9	20,0	1,0	0,0	54,3	20,9	0,9	0,0	54,7	
		11	14,2	11,3	0,0	62,1	17,2	6,0	0,1	61,3	18,7	3,5	0,0	60,3	19,3	2,8	0,1	61,8	6,6	17,0	1,1	62,0	-	-	-	-	10,8	13,4	3,3	61,1	18,7	4,0	0,2	61,9	16,4	4,7	0,0	56,8	
	E1	11	-	-	-	50,6	13,6	12,2	0,1	56,1	14,0	0,0	4,6	48,4	16,3	3,3	0,0	50,3	23,0	7,4	68,8	-	-	-	-	14,6	10,8	4,2	61,4	5,5	21,0	11,1	51,6	13,2	0,2	1,8	54,0		
		11	15,6	6,8	0,0	45,7	15,7	6,8	0,1	51,0	16	2,6	0,3	41	20	1,8	0	47,9	19,4	2,1	0	45,7	-	-	-	-	20,4	1,0	0,2	47,4	16,5	4,6	0,7	47,7	20,3	0,7	0,0	34,4	
	2	A2	11	14,3	8,6	0,0	51,7	12,6	10,7	0,5	55,1	16,6	5,0	0,8	48,7	19,3	2,2	0,1	49,6	11	12,4	1,2	52	-	-	-	-	10,3	15,0	3	47,8	14	8,1	1,5	52	17,0	3,4	0,0	40,5
			11	8,6	27,1	13,3	61,1	10,8	20,0	5,4	61,7	14	1	3,4	60,5	16,7	6,5	2,4	60,7	8	22	5,5	47,8	-	-	-	-	3,5	33,9	48,6	48,7	3,1	32,4	37,3	62,1	12,3	10,7	4,4	63,0
B2		11	-	-	-	62,1	17,4	5,3	0,2	62,4	17,1	5,5	0,4	63,2	19,9	2,1	0,0	62,6	14,6	7,9	0,4	61	-	-	-	-	20	1,0	0,1	60,1	13,8	10,3	2,9	66,3	20,3	1,0	0,0	42,5	
		11	-	-	-	69,0	16,1	4,9	0,1	69,5	16,3	6,1	0,9	67,9	16,2	5,1	0,9	69,1	7,7	16,6	2,7	69	-	-	-	-	19,9	2,9	0,9	69,6	12,9	9,9	3,2	66,7	19,9	1,5	0,0	46,9	
C2		11	-	-	-	69,4	10,6	23,2	8,5	67,1	14,7	0,3	2,9	62,9	15,5	8,9	1,6	67,8	1,2	30,7	16,9	64,7	-	-	-	-	4,9	31,6	32,1	60,3	5,2	23,3	13,6	69,7	12,1	11,0	2,9	64,9	
		11	17,0	5,4	0,0	60,8	19,0	2,8	0,1	48,7	19,0	2,0	0,4	66,7	18,3	6	0	60,6	17,2	4,7	0	61,8	-	-	-	-	19,2	0,7	0,3	67,2	16,1	2,7	0,1	66,3	20,1	0,0	0,0	48,2	
D2		11	19,0	9,0	0,0	65,7	19,6	17,0	0,9	66,7	16,4	7,7	1,2	63,5	17,8	0	0,0	63	11,4	13,4	1,7	69,3	-	-	-	-	11,2	10,6	10,2	61,4	2,4	27,5	12,1	60,5	11,0	16,7	1,0	67,8	
		11	0,8	22,0	0,4	69,0	8,0	20,2	0,0	66,8	13,2	11,9	4,0	60,0	10,9	0,9	1,0	66,4	2,2	30,9	10,9	60,3	-	-	-	-	0,4	20,4	21,0	63,7	1,7	29,0	14,7	60,3	0,8	20,0	11,7	67,0	
3		A3	11	18,8	2,9	0,0	44,8	18,1	4,1	0,2	47,4	19,4	0,9	0,1	41,1	19,6	1,6	0,1	46,1	20,1	1,2	0,2	38	1,6,8	3,8	0,2	41,4	19,6	2,9	0,4	39,2	19,9	1,1	0,3	37,6	20,1	2,2	0,0	31,2
			11	14,5	8,6	0,0	61,0	14,2	9,5	1,0	62,3	16,8	6,7	2,2	60,1	19,5	2,1	0,1	60,4	19,3	2,3	0,6	47,8	13,9	9,5	1,4	61,3	17,8	4,5	0,7	49,1	13,5	7,0	5,3	48,8	19,2	2,3	0,0	43,2
		B3	11	0,0	41,4	13,9	60,3	0,5	36,6	11,8	66,0	12,6	14	11,3	63,6	6,1	33,9	14,6	49,6	14,6	9,8	7,6	62,1	12,2	12,8	4,6	44,8	16,1	13,2	7,6	61	14,5	10,7	5,6	60,6	16,1	8,0	4,7	62,7
			11	18,6	3,2	0,0	48,0	17,6	7,5	0,1	50,0	19,3	2,8	0,3	61,1	19	2,8	0,2	46,9	20,2	1,2	0,1	45,1	18,6	2,9	0,2	66	19,2	1,9	0,2	46,6	20,2	0,8	0,1	47,3	20,6	0,7	0,0	40,9
	C3	11	12,1	14,7	0,0	60,8	10,6	16,2	1,9	67,7	17,4	6,8	0,0	60,9	11,0	2,0	0,2	60,3	17,0	3,0	1,1	67	14,1	0,2	0,0	60,2	13,1	0,7	2,0	60,2	17,3	4,6	0,5	60,2	19,6	1,5	0,0	50,3	
		11	6,0	28,6	6,6	60,0	3,1	36,6	0,6	69,0	17,7	6,6	0,8	69,3	-	-	-	64,2	18,2	6,0	3,0	68	0,6	43,7	44,4	56,6	13,7	12	6	60,2	-	-	-	69,2	16,8	6,6	0,1	60,3	
	D3	11	10,5	3,8	0,0	56,8	17,0	4,9	0,0	51,0	20	1,7	0	60,8	20,1	1,2	0	45	19,4	3,3	0,1	57,2	10,0	2,4	0,1	50,2	19,4	1,0	0,1	50,1	19,5	2,5	0	51,7	19,8	1,1	0,0	41,6	
		11	10,5	7,7	0,0	64,0	13,2	12,0	0,2	64,3	18,5	3	0	64,3	8,3	13,9	0,4	61,3	9	12,4	1,5	65,8	10,5	6,2	0,2	64,5	13	8,9	0,5	63,2	11	14,1	3,8	60,7	19	1,8	0,0	58,8	
	E3	11	11,5	17,3	1,2	64,4	11,1	10,0	2,0	66,2	12,7	11,5	2,0	61,0	0,0	27,0	11,0	9,9	13,0	8,5	2,2	59,2	0,2	10,3	3,3	62,2	4,3	21,1	5,5	63,6	4,1	21,6	1,7	60,9	17,1	4,0	0,0	67,1	

Complemento da Tabela do Anexo 1

Seção	Pontos de amostragem		Média e desvio padrão								
	Altura (cm)	DPL (cm)	O <sub>2</sub> (%)		CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)		T (°C)		
1	20	10	19,2	1,2	2,7	2,2	0,1	0,1	43,7	6,8	
		30	15,4	3,2	8,6	5,2	1,2	2,2	48,1	4,3	
		60	8,8	5,3	23,5	10,3	17,9	9,5	47,3	2,1	
	40	10	19,1	1,4	2,8	2,2	0,3	0,5	46,8	5,0	
		30	12,6	3,5	10,7	5,4	3,2	7,9	55,3	2,0	
		60	5,5	4,4	25,8	10,2	15,9	15,2	55,0	2,5	
	60	10	19,0	2,5	2,8	3,3	0,1	0,1	49,4	7,5	
		30	15,2	4,6	7,9	5,5	0,6	1,1	60,4	4,3	
		60	10,8	6,6	14,7	8,9	4,9	4,0	61,2	2,6	
	2	20	10	18,5	1,9	3,3	2,5	0,2	0,2	43,3	4,7
			30	14,5	3,2	8,4	4,6	0,9	1,0	49,7	4,4
			60	8,7	5,4	20,3	10,2	15,5	17,5	50,7	1,7
40		10	17,6	6,7	4,7	3,7	0,6	0,9	51,6	4,0	
		30	15,3	6,5	6,8	5,2	1,2	1,3	56,9	4,2	
		60	9,1	6,0	19,2	11,8	10,7	10,8	56,9	4,4	
60		10	18,6	1,1	3,4	1,5	0,1	0,2	56,3	5,2	
		30	11,7	4,5	14,4	7,0	3,3	4,9	61,0	4,3	
		60	7,3	5,4	20,9	8,2	10,1	6,8	61,5	3,6	
3		20	10	19,3	0,9	2,3	1,2	0,2	0,1	39,4	3,8
			30	16,5	2,5	6,1	3,4	1,3	1,7	49,3	2,7
			60	10,0	6,3	19,9	13,0	9,6	4,7	51,6	1,8
	40	10	19,3	0,9	2,7	2,1	0,1	0,1	47,3	4,6	
		30	14,9	3,2	7,4	5,2	1,0	0,9	58,0	3,1	
		60	10,6	8,0	19,4	16,5	10,1	14,1	58,7	2,1	
	60	10	19,1	0,9	2,5	1,3	0,0	0,1	52,0	5,8	
		30	13,8	4,0	9,1	4,9	0,4	0,5	63,7	2,4	
		60	9,2	5,3	16,5	7,0	3,3	3,4	63,1	2,9	

## Anexo 2

Dados de concentração de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, em % de volume, das amostras de emissões da leira de compostagem

Série	FC	DATA: 26/02/2016			DATA: 29/02/2016			DATA: 31/03/2016			DATA: 06/04/2016			DATA: 16/04/2016			MÉDIA			
		O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CH <sub>4</sub> (%)	
1	K	2	18,4	4,2	0,0	19,3	1,9	0,0	-	-	-	19,2	3,7	0,1	19,7	2,3	0,1	20	1,8	0,0
		4	18,0	5,1	0,1	19,3	2,1	0,0	-	-	-	19,2	3,8	0,1	19,4	2,8	0,1	19,6	2	0,0
		6	18,1	4,9	0,1	19,5	2,2	0,0	-	-	-	19	3,4	0,2	19,5	2,8	0,1	19,5	1,8	0,0
		8	17,7	4,9	0,1	19,3	2,8	0,0	-	-	-	19,2	3,1	0,2	19,6	2,8	0,1	19,4	2,3	0,1
		10	17,3	4,9	0,1	19,5	2,8	0,0	-	-	-	19	3,2	0,3	19,6	2,8	0,1	19,6	2,1	0,1
	K	2	18,3	3,7	0,1	19,7	1,9	0,0	-	-	-	17,8	6	0,3	20	1,8	0,1	18,7	3,8	0,0
		4	18,3	4,0	0,0	19,2	2,8	0,0	-	-	-	16,3	6,8	0,4	19,8	2,3	0,1	18,6	3,8	0,0
		6	18,3	4,0	0,0	19,3	3,0	0,1	-	-	-	16,1	7,1	0,6	19,8	2,3	0,1	18,6	3,7	0,0
		8	18,3	3,1	0,0	19,3	2,6	0,1	-	-	-	15,4	7,3	-	19,7	2,4	0,1	18,6	4,3	0,0
		10	19,1	2,7	0,0	19,2	2,7	0,1	-	-	-	15,6	8	-	19,9	2,0	0,1	18,5	3,7	0,0
2	K	2	17,3	5,6	0,7	20,3	1,2	0,1	-	-	-	19,3	2,4	0,1	20,7	0,8	0,1	19,4	2,4	0,0
		4	16,1	7,7	1,4	19,5	2	0,1	-	-	-	18,9	3,1	0,1	20,3	1,1	0,1	19,1	2,8	0,0
		6	17,3	5,8	1,2	19,3	2,2	0,0	-	-	-	18,9	3,2	0,1	20	1,8	0,1	18,9	3	0,0
		8	17,3	5,6	1,0	19,1	2,6	0,0	-	-	-	18,7	2,7	0,2	19,8	2,1	0,1	18,9	3,1	0,0
		10	16,1	5,3	1,2	19,4	2,3	0,0	-	-	-	18,6	3,4	0,2	19,7	2,2	0,1	18,9	3,2	0,0
	K	2	18,3	2,4	0,1	19,3	2,1	0,0	-	-	-	17,9	4,8	0,4	20,2	0,8	0,1	19	2,7	0,0
		4	19,3	2,5	0,1	19,3	2,5	0,0	-	-	-	17,9	4,8	0,6	20,1	1,2	0,1	18,3	4	0,0
		6	17,3	3,7	0,3	19,3	2,3	0,0	-	-	-	17,8	5,4	-	19,8	1,8	0,1	18,5	4,3	0,0
		8	17,3	4,8	0,4	19,3	2,0	0,0	-	-	-	17,4	6,8	-	19,6	1,7	0,1	18,5	4,1	0,0
		10	17,1	4,7	0,4	19,3	1,9	0,0	-	-	-	17,8	5,8	-	19,6	1,7	0,1	18,5	4,2	0,0
3	K	2	16,1	4,7	0,1	19,1	2,5	0	16,5	5,1	0,1	18,9	2,8	0,1	18,6	2,8	0,2	20,6	0,8	0,0
		4	16,7	5,2	0,2	18,1	3,5	0,1	14,3	7,5	0,2	18	4,2	0,1	17,5	3,8	0,3	20,4	1	0,0
		6	16,4	5,6	0,2	17,3	3,8	0,1	14,4	5,6	0,2	17,8	4,8	0,1	16,8	4,8	0,5	20,4	1,1	0,0
		8	16,1	5,9	0,2	18,1	3,6	0,1	14,2	5,6	0,4	17,1	6,8	0,3	16,6	4,8	0,5	20,3	1,2	0,0
		10	16,1	7,1	0,2	18	4,1	0,1	13,9	5,1	0,8	17,1	6,8	0,3	16,2	6,2	0,5	20,2	1,1	0,0
	K	2	16,5	5,9	0,2	18,3	2,6	0,1	19,3	2,8	0,1	17,8	4,7	0,1	17,7	4,4	0,3	19,3	2,7	0,0
		4	14,1	5,6	0,3	18,2	3,5	0,1	18,3	3,8	0,1	17,6	5,2	0,1	16,9	5,3	0,5	18,7	3,2	0,0
		6	13,3	5,8	0,3	18,3	4,0	0,1	18,3	4,2	0,1	17,8	4,7	0,1	16	6,4	0,7	18,4	3,4	0,0
		8	12,5	10,5	0,4	18,1	4,0	0,1	17,7	4,4	0,1	17,9	4,8	0,1	16,3	8,8	0,7	18,2	4	0,0
		10	12,3	11,1	0,4	18,2	3,7	0,2	17,7	4,5	0,1	18	4	0,1	16,8	8,2	0,6	18,2	3,7	0,0

Anexo 3

Dados de concentração de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, em % de volume, e concentração calculada em mg/l, nas amostras de emissões da leira de compostagem

Série	FA	DATA: 28/05/2007				DATA: 29/05/2007				DATA: 30/05/2007				DATA: 01/06/2007				DATA: 02/06/2007								
		Tempo (min)	CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)		CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)		CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)		CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)		CO <sub>2</sub> (%)		CH <sub>4</sub> (%)					
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			
1	M	3	4,1	76,84	0,0	0,000	1,9	34,19	0,0	0,000	-	-	-	-	3,7	66,92	0,1	0,660	2,3	41,11	0,1	0,660	1,6	26,72	0,0	0,000
		4	5,1	92,00	0,1	0,657	2,1	37,79	0,0	0,000	-	-	-	-	3,6	82,95	0,1	0,660	2,5	44,89	0,1	0,660	2	36,63	0,0	0,000
		6	4,1	68,48	0,1	0,657	2,0	36,58	0,0	0,000	-	-	-	-	3,4	80,57	0,2	1,500	2,6	48,47	0,1	0,660	1,9	33,85	0,0	0,000
		8	4,1	68,48	0,1	0,657	2,0	36,58	0,0	0,000	-	-	-	-	3,1	55,29	0,2	1,500	2,6	48,47	0,1	0,660	2,2	39,19	0,1	0,654
		10	4,5	68,48	0,1	0,657	2,0	41,35	0,0	0,000	-	-	-	-	3,2	67,01	0,3	1,500	2,5	44,59	0,1	0,660	2,7	37,41	0,1	0,645
	W	7	3,7	66,81	0,1	0,657	1,9	34,19	0,0	0,000	-	-	-	-	5	81,07	0,3	1,950	1,9	33,98	0,1	0,660	2,8	67,70	0,0	0,000
		8	4,1	72,28	0,0	0,000	2,6	50,39	0,0	0,000	-	-	-	-	6,6	77,86	0,1	2,600	2,3	41,11	0,1	0,660	2,8	67,70	0,0	0,000
		9	4,1	72,28	0,0	0,000	3,0	62,90	0,1	0,654	-	-	-	-	7,1	62,49	0,1	3,100	2,3	41,11	0,1	0,660	2,7	65,92	0,0	0,000
		8	3,1	55,92	0,0	0,000	7,8	48,78	0,1	0,654	-	-	-	-	7,9	78,74	-	-	2,4	37,90	0,1	0,660	4,3	76,80	0,0	0,000
		10	2,7	49,75	0,0	0,000	7,7	49,79	0,1	0,654	-	-	-	-	8	74,27	-	-	2,9	36,75	0,1	0,660	2,7	65,92	0,0	0,000
2	M	3	5,6	107,12	0,7	4,508	1,2	21,50	0,1	0,954	-	-	-	-	2,4	42,78	0,1	0,660	0,8	14,30	0,1	0,660	2,4	42,78	0,0	0,000
		4	7,7	199,05	1,4	9,192	2	35,06	0,1	0,954	-	-	-	-	3,1	55,29	0,1	0,660	1,1	19,98	0,1	0,660	2,8	49,88	0,0	0,000
		6	8,8	122,76	1,2	7,879	2,2	38,58	0,0	0,000	-	-	-	-	3,2	57,01	0,1	0,660	1,5	28,81	0,1	0,660	3	53,17	0,0	0,000
		8	5,5	100,21	1,0	9,288	2,0	46,79	0,0	0,000	-	-	-	-	2,7	36,75	0,2	1,500	2,1	37,90	0,1	0,660	2,7	59,68	0,0	0,000
		10	6,2	113,76	1,2	7,879	2,3	41,39	0,0	0,000	-	-	-	-	3,4	60,67	0,2	1,500	2,2	39,32	0,1	0,660	2,2	67,01	0,0	0,000
	W	4	2,4	43,34	0,1	0,660	7,1	37,79	0,0	0,000	-	-	-	-	4,8	85,51	0,4	3,100	0,9	16,38	0,1	0,660	2,7	49,10	0,0	0,000
		4	2,5	45,74	0,1	0,660	7,5	44,90	0,0	0,000	-	-	-	-	4,6	81,95	0,5	3,100	1,2	21,50	0,1	0,660	3	71,38	0,0	0,000
		6	3,7	68,05	0,3	1,950	7,3	41,39	0,0	0,000	-	-	-	-	5,4	88,90	-	-	1,8	29,80	0,1	0,660	4,3	76,80	0,0	0,000
		8	4,6	69,07	0,4	2,625	2,0	35,99	0,0	0,000	-	-	-	-	5,9	100,11	-	-	1,7	29,29	0,1	0,660	4,7	73,04	0,0	0,000
		10	4,7	64,85	0,4	2,625	1,9	34,19	0,0	0,000	-	-	-	-	5,6	95,75	-	-	1,7	30,39	0,1	0,660	4,2	74,82	0,0	0,000
3	M	2	4,7	84,9	0,1	0,660	2,5	44,59	0	0,000	3,1	109,04	0,1	0,6600	2,8	45,88	0,1	0,000	2,5	46,47	0,2	1,000	0,8	14,20	0,0	0,000
		3	6,2	111,9	0,2	1,313	3,6	62,88	0,1	0,664	7,9	141,21	0,2	1,0000	4,2	74,82	0,1	0,000	3,6	62,86	0,3	1,900	1	17,81	0,0	0,000
		6	6,0	119,2	0,2	1,313	3,8	68,38	0,1	0,664	3,5	153,75	0,3	1,9000	4,8	80,61	0,1	0,000	4,8	86,30	0,6	3,200	1,1	19,00	0,0	0,000
		8	6,5	124,0	0,2	1,313	3,8	68,38	0,1	0,664	3,3	157,30	0,4	2,0000	6,0	95,70	0,3	1,500	4,9	87,59	0,6	3,200	1,3	23,10	0,0	0,000
		10	7,1	139,7	0,2	1,313	4,1	73,71	0,1	0,654	3,1	182,81	0,3	3,3881	5,8	88,26	0,3	1,300	5,2	82,35	0,5	3,250	1,7	29,80	0,0	0,000
	W	2	6,0	124,6	0,2	1,313	2,5	46,79	0,1	0,664	2,5	44,60	0,1	0,6600	4,7	83,73	0,1	0,660	4,4	78,56	0,3	1,090	2,7	48,10	0,0	0,000
		3	8,6	168,3	0,3	1,970	3,8	62,08	0,1	0,664	3,5	64,35	0,1	0,6600	5,2	92,64	0,1	0,660	5,3	94,74	0,6	3,280	2,2	67,01	0,0	0,000
		4	8,8	168,0	0,3	1,970	4,0	71,08	0,1	0,664	4,2	76,07	0,1	0,6600	4,7	83,73	0,1	0,660	5,4	114,40	0,7	4,690	2,4	60,67	0,0	0,000
		8	10,6	191,4	0,4	2,625	4,0	71,08	0,1	0,664	4,4	79,65	0,1	0,6600	4,6	80,17	0,1	0,660	5,6	153,72	0,7	4,690	4	71,26	0,0	0,000
		10	11,1	200,4	0,4	2,625	3,7	66,66	0,2	1,392	4,5	80,44	0,1	0,6600	4	71,26	0,1	0,660	5,2	145,67	0,6	3,000	2,7	65,92	0,0	0,000