

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,**

**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**Variabilidade espacial e temporal nas  
características químicas do composto de  
resíduos alimentares produzido em escala  
comercial**

**Taiana Cestonaro**

**Belo Horizonte**

**2018**

**Variabilidade espacial e temporal nas  
características químicas do composto de  
resíduos alimentares produzido em escala  
comercial**

**Taiana Cestonaro**

**Taiana Cestonaro**

**Variabilidade espacial e temporal nas  
características químicas do composto de  
resíduos alimentares produzidos em escala  
comercial**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

**Área de concentração:** Saneamento

**Linha de pesquisa:** Gerenciamento de Resíduos Sólidos

**Orientador:** Raphael Tobias de Vasconcelos Barros

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2018

C422v

Cestonaro, Taiana.

Variabilidade espacial e temporal nas características químicas do composto de resíduos alimentares produzidos em escala comercial [manuscrito] / Taiana Cestonaro. - 2018.  
xvi, 214 f., enc.: il.

Orientador: Raphael Tobias de Vasconcelos Barros.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f. 188-214.

Bibliografia: f. 174-187.

1. Engenharia sanitária - Teses. 3. Saneamento - Teses. 3. Adubos compostos - Teses. 4. Fertilizantes orgânicos - Teses. 5. Resíduos sólidos - Teses. 6. Amostragem - Teses. I. Barros, Raphael Tobias de Vasconcelos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)





UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
Escola de Engenharia  
*Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*  
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL  
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - [posgrad@desa.ufmg.br](mailto:posgrad@desa.ufmg.br)  
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Variabilidade Espacial e Temporal Nas Características Químicas do Composto de Resíduos Alimentares Produzido Em Escala Comercial

**TAIANA CESTONARO**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS

Prof. ANTÔNIO TEIXEIRA DE MATOS

Prof. VALDIR SCHALCH

Prof. MÔNICA SAROLLY SILVA DE MENDONÇA COSTA

Prof. RONALDO STEFANUTTI

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento  
Coordenador

Versão Final aprovada por

Prof. Raphael Tobias de Vasconcelos Barros  
Orientador

Belo Horizonte, 02 de abril de 2018.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH), onde fui ensinada por grandes mestres. Agradeço a todos eles e sobretudo ao meu orientador, prof. Dr. Raphael Barros, pela disponibilidade e por buscar meios para que essa pesquisa pudesse ser realizada e ao prof. Dr. Antonio Matos, pela sua grande contribuição técnica no esclarecimento de várias questões da tese.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida.

À Superintendência de Limpeza Urbana - SLU de Belo Horizonte, por permitir a realização da pesquisa na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte. Por também colaborar com o transporte para a coleta das amostras e com o auxílio nas atividades de campo. Agradeço a todos os funcionários da SLU que estiveram envolvidos na pesquisa (responsáveis pela seção de compostagem, técnicos e a equipe que realiza as atividades no pátio de compostagem) e em especial a Sofia Lopes, pelo grande auxílio na organização e execução das atividades de coleta das amostras.

A todos (funcionários do setor de áreas verdes da UFMG, engenheiros mecânicos do Dep. de Engenharia Mecânica e do Dep. de Eng. de Recursos Hídricos da UFMG, equipe da SLU) que contribuíram com suas experiências técnicas e práticas nas discussões durante o período em que estive tentando implementar o método da TAM em campo.

Ao professor Carlos Martinez do Dep. de Engenharia de Recursos Hídricos da UFMG, pela confecção dos amostradores cilíndricos utilizados no método de amostragem da TAM.

Ao professor Luiz Cláudio Montenegro do Dep. de Engenharia de Minas (DEMIN) da UFMG, por ter consentido o uso do moinho do Laboratório de Tratamento de Minérios para a moagem das amostras e ao técnico do laboratório, Alberto Afonso pela boa receptividade nas inúmeras vezes que lá estive.

Ao professor Marcelo Azevedo Costa do Dep. de Engenharia de Produção da UFMG, por dedicar seu tempo em me auxiliar nas análises de Regressão Múltipla.

Agradeço também à outras instituições que tiveram participação na minha formação acadêmica e deram suporte para o desenvolvimento das minhas atividades científicas, contribuindo assim para que eu ingressasse no doutorado: EMBRAPA Suínos de Aves (Concórdia/SC), durante o período de graduação e Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE (Cascavel/PR), através do Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), durante o período de mestrado.

Aos membros das bancas do Exame de Qualificação e de Defesa da Tese, por contribuírem para a melhoria deste trabalho.

Aos funcionários do DESA (técnicos de laboratório, secretários) e estagiários do laboratório físico-químico, pelo auxílio quando necessário e boa convivência. Agradeço igualmente a todos os demais funcionários técnico-administrativos, auxiliares de serviços gerais, motoristas e porteiros da UFMG, pelas mesmas razões.

Aos colegas e amigos do PPGSMARH, colombianos, moçambicanos, cubanos, mexicanos, equatorianos e brasileiros pela companhia, aprendizado cultural e pessoal que trouxeram para a minha vida.

À minha família, por ter trazido tranquilidade, paz e aconchego nas dificuldades vividas nestes quatro anos e pelo grande encorajamento aos meus estudos. À minha irmã agradeço também por ter me escutado e acalmado inúmeras vezes, por trocar ideias da pesquisa comigo e revisar vários dos materiais produzidos durante o doutorado.

Muito obrigada a todos!

## RESUMO

Os resíduos sólidos orgânicos correspondem a mais da metade dos RSU gerados nos municípios brasileiros e a PNRS aponta que o seu reaproveitamento deve ser promovido, sendo a compostagem uma tecnologia importante para esta finalidade. O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar, através de um novo método amostral, originado a partir da Teoria da Amostragem (TAM) para materiais heterogêneos de Pierre Gy, a variação espacial e temporal nas características físicas, químicas e microbiológicas do composto orgânico produzido em escala comercial, a partir de resíduos alimentares e poda de árvores. Para este propósito, foi realizado o monitoramento de 36 lotes de composto produzidos na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, no período de outubro 2015 a janeiro 2017. Para entender a origem das variações no composto também foi analisado o material das leiras no início da degradação dos resíduos e os resíduos utilizados para a montagem de algumas das mesmas leiras. Os resultados demonstram que o novo método amostral proposto – ‘método da TAM’ (amostragem após mudança na forma geométrica da leira) foi mais eficiente na redução dos erros da amostragem do que o método de amostragem descrito na normativa brasileira NBR 10.007:2004 - ‘método do *trier*’ (amostragem no formato original da leira), embora este último também possa ser considerado adequado para amostragem do composto orgânico pronto (120 dias de processo), desde que satisfeitas algumas condições antes da amostragem. Foi observado que a variação temporal nas características dos resíduos de poda (conteúdo de água e relação CO/N) influencia os procedimentos para a montagem da leira, enquanto que a elevada heterogeneidade dos resíduos alimentares pode provocar variação temporal no conteúdo de nutrientes do composto orgânico, o que dificulta o atendimento à legislação. Não foram atendidas, no composto, as garantias requeridas em fertilizantes orgânicos pelo MAPA (IN SDA nº 7/2016 e nº 25/2009), para as seguintes variáveis: contagem máxima de *E. coli* (~ 95 % de não atendimento), conteúdo máximo de água (~ 50 % de não atendimento) e relação CO/N máxima (~ 50 % de não atendimento). Enquanto isso, houve atendimento total para as variáveis pH, CO e N. O outro aspecto regulado em fertilizantes orgânicos pelas mesmas normativas, que se trata do valor mínimo admitido para cada variável, entre os lotes produzidos ao longo do tempo (limite de tolerância à deficiência), foi atendido para as variáveis pH e CO. Os não atendimentos foram de até 10 % para as variáveis N (matéria seca), CTC, relação CTC/CO e relação CO/N, de 11 a 25 % para as variáveis P (matéria seca), N (matéria natural) e conteúdo de água, e de 26 – 50 % nas variáveis K (matéria seca e matéria natural) e P (matéria natural). O não atendimento no que se refere aos limites de tolerância à deficiência para os nutrientes N, P e K (matéria seca) pode ser atribuído, igualmente, a dois aspectos: diferença na condição inicial do material entre as leiras montadas na unidade de compostagem (*e.g.* proporção de poda, teores dos nutrientes) e diferenças nas atividades operacionais entre estas mesmas leiras (rotinas de revolvimento e adição de água nas leiras). As diferenças no grau de degradação do material orgânico entre as 36 leiras compostadas possivelmente foi um dos principais motivos para o não atendimento no que se refere às variáveis relação CO/N, CTC e relação CTC/CO.

**Palavras-chave:** compostagem, fertilizante orgânico, métodos de amostragem, poda de árvores, resíduos sólidos urbanos.

## ABSTRACT

Organic waste account for more than half of the USW generated in Brazilian municipalities and the PNRS points out that its reutilization should be promoted. Composting proves to be an important technology for this purpose. This study aimed to evaluate, by means off a new sampling method, originated from Theory of Sampling (TOS) of Pierre Gy, the spatial and temporal variability on physical, chemical and microbiological properties of the compost produced in full-scale composting facility treating food waste and tree pruning. For this purpose, 36 batches of compost produced at the municipal composting facility of Belo Horizonte were monitored from October 2015 to January 2017. To understand the origin of the variability in compost properties, we also analyzed the chemical characteristics of the windrows at the beginning of the composting and the wastes used to set up the windrows. The proposed sampling method – ‘TOS method’ (sampling after changing the geometric shape of the windrow), was more efficient in reducing sampling errors than the sampling method described in NBR 10,007:2004 – ‘trier method’ (sampling in the original shape of the windrow), although the latter may also be considered suitable for compost sampling (120 days of the process), providing that some conditions be met prior to sampling. Temporal variability in the properties of tree pruning waste (water content and CO/N ratio) influences windrows preparation for composting. Meanwhile, the high heterogeneity in food waste may cause temporal variability in nutrient content of the compost and make it difficult to comply with legislation. The guarantees required for organic fertilizers by MAPA (IN SDA n° 7/2016 e n° 25/2009) were not met for the following variables: maximum *E. coli* count (~ 95 % of non-compliance), maximum water content (~ 50 % of non-compliance) and maximum CO/N ratio (~ 50 % of non-compliance). There was total compliance with required limits values for pH, CO and N. Brazilian regulation also establishes a minimum value for each chemical property of the organic fertilizer, among the batches produced over time (deficiency tolerance), which was not exceeded for pH and CO. Non-compliances with deficiency tolerance were up to 10 % for N content (dry matter), CTC, CTC/CO ratio and CO/N ratio, from 11 to 25 % for P content (dry matter), N content (natural matter) and water content and 26 – 50 % for K content (dry matter and natural matter) and P content (natural matter). Non-compliance to the deficiency tolerance for N, P e K contents (dry matter) can mainly be attributed to differences in the initial condition of the windrows (e.g. tree pruning proportion, nutrient content) and in the operational activities among windrows (frequencies of turning and water addition). Differences in the degree of organic matter degradation among the 36 windrows was possibly the main reason for non-compliance of CO/N, CTC and CTC/CO ratio.

**Keywords:** composting, organic fertilizer, sampling methods, three pruning waste, urban solid waste.

# SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>4</b>
3.1 PRODUÇÃO E DESTINAÇÃO DOS RSU NO BRASIL .....	4
3.2 ASPETOS LEGAIS SOBRE O GERENCIAMENTO DOS RSU NO BRASIL .....	7
3.3 PRODUÇÃO E DESTINAÇÃO DE RSU EM ALGUNS PAÍSES DO MUNDO.....	8
3.4 ASPETOS LEGAIS SOBRE O GERENCIAMENTO DOS RSU NA EUROPA .....	10
3.5 VALORIZAÇÃO DA FORSU E APROVEITAMENTO DO COMPOSTO ORGÂNICO .....	12
3.6 DIRETRIZES PARA A QUALIDADE DO COMPOSTO ORGÂNICO NO BRASIL .....	16
3.7 DIRETRIZES INTERNACIONAIS PARA A QUALIDADE DO COMPOSTO ORGÂNICO .....	20
3.8 FATORES QUE INFLUENCIAM A QUALIDADE DO COMPOSTO E A PADRONIZAÇÃO DAS SUAS CARACTERÍSTICAS AGRONÔMICAS .....	32
3.8.1 <i>Poluentes presentes no composto</i> .....	32
3.8.1.1 Impurezas físicas .....	32
3.8.1.2 Metais pesados.....	33
3.8.1.3 Organismos indicadores e patógenos.....	34
3.8.2 <i>Variação temporal nas características agronômicas do composto</i> .....	38
3.9 AMOSTRAGEM DE MATERIAIS HETEROGÊNEOS.....	42
3.10 QUESTÕES QUE MOTIVARAM A PRESENTE PESQUISA .....	48
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>53</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E ORIGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS .....	53
4.2 RECEBIMENTO E PREPARO DOS RESÍDUOS NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM.....	56
4.3 MONTAGEM DAS LEIRAS E CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA COMPOSTAGEM.....	59
4.4 AMOSTRAGEM DOS RESÍDUOS E DAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM .....	60
4.4.1 <i>Frequências de amostragem dos resíduos alimentares e da poda de árvores</i> .....	60
4.4.2 <i>Frequências de amostragem das leiras de compostagem</i> .....	62
4.4.3 <i>Métodos de amostragem para caracterização dos resíduos e das leiras de compostagem</i> .....	63
4.4.3.1 Método baseado na Teoria da Amostragem de Pierre Gy ('Método da TAM') .....	63
4.4.3.2 Método baseado na NBR 10.007:2004 ('Método do Trier').....	69
4.5 MÉTODOS ANALÍTICOS.....	71
4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	74
4.6.1 <i>Comparação dos métodos de amostragem</i> .....	74
4.6.2 <i>Caracterização dos resíduos</i> .....	75
4.6.3 <i>Avaliação das características do composto</i> .....	75
4.6.3.1 Análise exploratória.....	75
4.6.3.2 Análise de Regressão Múltipla e Análise de Componentes Principais.....	76
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>80</b>
5.1 DESEMPENHO PRÁTICO DOS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM DA TAM E DO TRIER .....	81
5.1.1 <i>Método da TAM: amostragem dos resíduos e das leiras de compostagem</i> .....	81
5.1.2 <i>Método do Trier: amostragem das leiras de compostagem</i> .....	82
5.2 COMPARAÇÃO DOS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM: MÉTODO DA TAM E MÉTODO DO TRIER .....	84
5.2.1 <i>Comparação dos métodos de amostragem na caracterização das leiras no início da degradação dos resíduos e no composto pronto para uso</i> .....	84
5.2.2 <i>Precisão na representatividade das características das leiras</i> .....	91

5.3	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS.....	96
5.3.1	<i>Características médias dos resíduos alimentares provenientes das duas rotas de coleta (rota 'A' e rota 'B')</i> .....	96
5.3.2	<i>Influência do período do ano nas características dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda</i> .....	100
5.3.3	<i>Precisão na representatividade das características dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores</i> .....	108
5.4	COMPOSTO ORGÂNICO .....	111
5.4.1	<i>Características das leiras na sua montagem</i> .....	111
5.4.2	<i>Variação temporal nas características das leiras na sua montagem e nas características do composto orgânico, entre os lotes produzidos</i> .....	114
5.4.2.1	Contaminantes microbiológicos .....	115
5.4.2.2	Parâmetros físicos, químicos e físico-químicos .....	121
5.4.2.2.1	Conteúdo de água.....	121
5.4.2.2.2	Carbono orgânico (CO).....	126
5.4.2.2.3	pH .....	129
5.4.2.2.4	Parâmetros de maturidade do composto.....	133
5.4.2.3	Nutrientes .....	142
5.4.2.3.1	Análise de Componentes Principais (ACP).....	143
5.4.2.3.2	Análise de Regressão Múltipla .....	147
5.4.3	<i>Precisão na representatividade das características das leiras (variação espacial dentro da leira)</i> .....	167
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>169</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>173</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>174</b>
	<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>188</b>
	<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>201</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 3.1</b> - SÉRIE HISTÓRICA (1975 – 2015) DA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM BELO HORIZONTE. NOTA: O TOTAL DE RESÍDUOS DESTINADOS E ATERRADOS INCLUI OS RESÍDUOS DOMICILIARES, RESÍDUOS PÚBLICOS, RESÍDUOS DOS SERVIÇOS DE SAÚDE E RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO. ....	6
<b>FIGURA 3.2</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DOS TEORES DE N, P E K (MATÉRIA SECA) NOS GRUPOS DE ALIMENTOS. ....	40
<b>FIGURA 3.3</b> - DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS AO LONGO DO COMPRIMENTO DA LEIRA (A) E LOCALIZAÇÃO DOS INCREMENTOS DENTRO DE CADA PONTO AMOSTRAL (B). ....	43
<b>FIGURA 3.4</b> - RELAÇÃO DOS CINCO ERROS BÁSICOS ENVOLVIDOS NO PROCESSO DE AMOSTRAGEM EM LOTE ESTACIONÁRIO DE MATERIAIS PARTICULADOS. ....	45
<b>FIGURA 3.5</b> - ILUSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DA HETEROGENEIDADE DE FORMA, TAMANHO E COMPOSIÇÃO ENTRE AS PARTÍCULAS PRESENTES EM UM LOTE DE MATERIAL, QUE CONTRIBUIU PARA O EFA (A) E DO AGRUPAMENTO E SEGREGAÇÃO DAS PARTÍCULAS, QUE ORIGINAM O EAS (B). ....	45
<b>FIGURA 3.6</b> - ILUSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DA DELIMITAÇÃO CORRETA E INCORRETA DO INCREMENTO. CORRETA: O DIÂMETRO DO INCREMENTO É O MESMO EM TODA A PROFUNDIDADE A SER AMOSTRADA; INCORRETA: O DIÂMETRO DO INCREMENTO É DIFERENTE AO LONGO DESSA PROFUNDIDADE (A) ILUSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DA EXTRAÇÃO DO INCREMENTO. A COR PRETA INDICA AS PARTÍCULAS QUE FAZEM PARTE DO INCREMENTO E A COR BRANCA AS PARTÍCULAS QUE FICARAM FORA DO INCREMENTO. SUPERIOR: CORRETA DELIMITAÇÃO DO INCREMENTO; MEIO: CORRETA EXTRAÇÃO DO INCREMENTO; INFERIOR: INCORRETA EXTRAÇÃO DO INCREMENTO (A). ....	46
<b>FIGURA 3.7</b> - ILUSTRAÇÃO DA DIMENSIONALIDADE DOS LOTES. NOTA: EM CINZA ESCURO ESTÃO REPRESENTADOS OS INCREMENTOS A SEREM EXTRAÍDOS. ....	47
<b>FIGURA 4.1</b> – DADOS DIÁRIOS DE PRECIPITAÇÃO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM E TEMPERATURA DO AR EM BELO HORIZONTE DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL. NOTA: OS DADOS DIÁRIOS DE TEMPERATURA SÃO AS MÉDIAS DAS TEMPERATURAS MEDIDAS NOS SEGUINTE HORÁRIOS: 0:00, 03:00, 06:00, 09:00, 12:00, 15:00, 18:00, 21:00. ....	53
<b>FIGURA 4.2</b> - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS LOCAIS DE DESTINAÇÃO DOS RSU DE BELO HORIZONTE, QUE SÃO: CTRS DA BR-040 (ONDE ENCONTRA-SE LOCALIZADA A UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE), CTR DE MACAÚBAS E CTR DE MAQUINÉ. ....	54
<b>FIGURA 4.3</b> – LOCALIZAÇÃO DA UNIDADE DE COMPOSTAGEM DENTRO DA CTRS DA BR 040. ....	55
<b>FIGURA 4.4</b> - IMAGEM AÉREA DA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. ....	55
<b>FIGURA 4.5</b> - DESCARGA DOS RESÍDUOS ALIMENTARES NO PÁTIO DE COMPOSTAGEM (A) E RESÍDUOS ACUMULADOS ANTES DA TRIAGEM DOS MATERIAIS NÃO COMPOSTÁVEIS (B). CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016. ....	56
<b>FIGURA 4.6</b> - RESÍDUOS ALIMENTARES ESPALHADOS NO PÁTIO PARA TRIAGEM DOS RESÍDUOS NÃO COMPOSTÁVEIS (A) E RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES MISTURADOS AOS RESÍDUOS ALIMENTARES (B). CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016. ....	57
<b>FIGURA 4.7</b> - RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES APÓS O SEU RECEBIMENTO NO PÁTIO DE COMPOSTAGEM (A) E RESÍDUOS DA PODA DE ÁRVORES ESPALHADOS PARA SECAGEM AO NATURAL (B). CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016. ....	57
<b>FIGURA 4.8</b> - TRITURADOR DE TORAS (A) E MONTE DE ARMAZENAMENTO DA PODA DE ÁRVORES TRITURADA (B). CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016. ....	58
<b>FIGURA 4.9</b> - FLUXO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E DOS RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES DESDE A ENTRADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM ATÉ A MONTAGEM DAS LEIRAS. ....	58
<b>FIGURA 4.10</b> - MONTE DE RESÍDUOS ALIMENTARES E RESÍDUOS DE PODA ACUMULADOS NO PÁTIO DURANTE A SEMANA (A) E LEIRA COM 8 DIAS, MONTADA A PARTIR DESSES RESÍDUOS (B). CTRS BR- 040, BELO HORIZONTE, 2016. ....	59



<b>FIGURA 4.11</b> – ADIÇÃO DE ÁGUA (A) E REVOLVIMENTO DAS LEIRAS (B). CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016.....	59
<b>FIGURA 4.12</b> - LEIRA COM 120 DIAS DE COMPOSTAGEM (A) E DISPOSIÇÃO DAS LEIRAS NO PÁTIO DURANTE O ARMAZENAMENTO DO COMPOSTO (B). CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016.....	60
<b>FIGURA 4.13</b> - DEMONSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PERÍODOS DE AMOSTRAGEM DOS LOTES DE RESÍDUOS ALIMENTARES. ....	61
<b>FIGURA 4.14</b> - MÉDIA E DESVIOS-PADRÃO DAS MASSAS (MATÉRIA NATURAL) DE RESÍDUOS ALIMENTARES E DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES EM CADA LOTE AMOSTRADO, POR PERÍODO DO ANO. ....	61
<b>FIGURA 4.15</b> - PERÍODO DE COMPOSTAGEM DAS LEIRAS MONITORADAS E IDENTIFICAÇÃO DAS LEIRAS EM QUE FORAM COMPARADOS OS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM DA TAM E DO <i>TRIER</i> . NOTA: A COR PRETA INDICA AS CINCO LEIRAS QUE TIVERAM SEUS RESÍDUOS CARACTERIZADOS DOS 0-5 DIAS (SEGUNDA A SEXTA-FEIRA) ANTES DA SUA MONTAGEM (8 DIAS).....	62
<b>FIGURA 4.16</b> - CARACTERÍSTICAS DOS PLANOS TRIDIMENSIONAIS CONFECCIONADOS COM A PODA DE ÁRVORES E COM OS RESÍDUOS ALIMENTARES PARA A AMOSTRAGEM PELO MÉTODO DA TAM E IDENTIFICAÇÃO DO NÚMERO DE INCREMENTOS E AMOSTRAS COMPOSTAS. NOTA: AS DIMENSÕES SÃO VALORES APROXIMADOS. ....	64
<b>FIGURA 4.17</b> - CARACTERÍSTICAS DOS PLANOS TRIDIMENSIONAIS CONFECCIONADOS COM AS LEIRAS AOS 8 E 120 DIAS PARA A AMOSTRAGEM PELO MÉTODO DA TAM E IDENTIFICAÇÃO DO NÚMERO DE INCREMENTOS E AMOSTRAS COMPOSTAS. NOTA: AS DIMENSÕES SÃO VALORES APROXIMADOS. ....	65
<b>FIGURA 4.18</b> – ILUSTRAÇÃO DAS ETAPAS DO PROCEDIMENTO AMOSTRAL DESENVOLVIDO A PARTIR TAM PARA A LEIRA AOS 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016.....	66
<b>FIGURA 4.19</b> - CORTE DO TUBO DE FERRO PARA CONFECCÃO DO AMOSTRADOR (A) BISELAMENTO DO FUNDO DO AMOSTRADOR (B) AMOSTRADOR PRONTO (C) E SUAS DIMENSÕES (D). ....	67
<b>FIGURA 4.20</b> – ILUSTRAÇÃO DA OBTENÇÃO DE UMA AMOSTRA COMPOSTA E DA SUA REDUÇÃO DE MASSA, NA LEIRA COM 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. CTRS BR-040, BELO HORIZONTE, 2016. ....	69
<b>FIGURA 4.21</b> - AMOSTRADOR <i>TRIER</i> UTILIZADO NA AMOSTRAGEM DAS LEIRAS DE COMPOSTAGEM (A) E SUAS DIMENSÕES (B). ....	70
<b>FIGURA 4.22</b> - PONTOS DE AMOSTRAGEM NAS LEIRAS AOS 8 DIAS (A) E 120 DIAS DE COMPOSTAGEM (B). NOTA: AS DIMENSÕES SÃO VALORES APROXIMADOS.....	71
<b>FIGURA 4.23</b> - DEMONSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DA CONFECCÃO DO <i>BOXPLOT</i> DOS CV PARA A VARIÁVEL NITROGÊNIO TOTAL QUANDO DA AMOSTRAGEM PELO MÉTODO DA TAM NA LEIRA AOS 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. ....	74
<b>FIGURA 4.24</b> - IDENTIFICAÇÃO DAS LEIRAS COMPOSTADAS NOS PERÍODOS CHUVOSO, CHUVOSO/SECO E SECO. ....	77
<b>FIGURA 5.1</b> - GRÁFICOS DE COLUNAS DO CONTEÚDO DE ÁGUA PARA OS MÉTODOS DA TAM E DO <i>TRIER</i> , AOS 8 E 120 DIAS DA COMPOSTAGEM. NOTA: NAS TABELAS ABAIXO DOS GRÁFICOS ESTÃO OS VALORES REPRESENTADOS NAS COLUNAS. ....	85
<b>FIGURA 5.2</b> - GRÁFICOS DE COLUNAS DO TEOR DE MO PARA OS MÉTODOS DA TAM E DO <i>TRIER</i> , AOS 8 E 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. NOTA: NAS TABELAS ABAIXO DOS GRÁFICOS ESTÃO OS VALORES REPRESENTADOS NAS COLUNAS.....	86
<b>FIGURA 5.3</b> - GRÁFICOS DE COLUNAS DO pH PARA OS MÉTODOS DA TAM E DO <i>TRIER</i> , AOS 8 E 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. NOTA: NAS TABELAS ABAIXO DOS GRÁFICOS ESTÃO OS VALORES REPRESENTADOS NAS COLUNAS.....	88
<b>FIGURA 5.4</b> - GRÁFICOS DE COLUNAS DOS TEORES DE N (A), P (B) E K (C) PARA OS MÉTODOS DA TAM E DO <i>TRIER</i> , AOS 8 E 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. NOTA: NAS TABELAS ABAIXO DOS GRÁFICOS ESTÃO OS VALORES REPRESENTADOS NAS COLUNAS. ....	91
<b>FIGURA 5.5</b> - <i>Boxplots</i> DOS COEFICIENTES DE VARIAÇÃO (CV) ENTRE AS AMOSTRAS COMPOSTAS DE CADA LEIRA AMOSTRADA PELO MÉTODO DA TAM (A) E PELO MÉTODO DO <i>TRIER</i> (B), AOS 8 E 120 DIAS DE COMPOSTAGEM. NOTA: PARA FACILITAR A INTERPRETAÇÃO DOS GRÁFICOS OMITIU-SE 1 <i>OUTLIER</i> NO MÉTODO	

DA TAM (VARIÁVEL P AOS 8 DIAS, 87,4%) E DOIS <i>OUTLIERS</i> NO MÉTODO DO TRIER (VARIÁVEL P AOS 8 DIAS, 74 % E VARIÁVEL P AOS 120 DIAS, 58,7 %)	92
<b>FIGURA 5.6</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO CONTEÚDO DE ÁGUA, pH, TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA E RELAÇÃO CO/N DOS RESÍDUOS ALIMENTARES (A) E DOS RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES (B), NOS DIFERENTES PERÍODOS DO ANO. NOTA: PARA FACILITAR A COMPARAÇÃO ENTRE OS DOIS TIPOS DE RESÍDUOS, OS GRÁFICOS DE CADA VARIÁVEL FORAM ELABORADOS NA MESMA ESCALA.	101
<b>FIGURA 5.7</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DOS TEORES DE N, P E K DOS RESÍDUOS ALIMENTARES (A) E DOS RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORE (B) NOS DIFERENTES PERÍODOS DO ANO. PARA FACILITAR A COMPARAÇÃO ENTRE OS DOIS TIPOS DE RESÍDUOS, OS GRÁFICOS DE CADA VARIÁVEL FORAM ELABORADOS NA MESMA ESCALA.	105
<b>FIGURA 5.8</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DOS CV ENTRE AS AMOSTRAS COMPOSTAS DE CADA LOTE DE RESÍDUOS ALIMENTARES E DE RESÍDUOS DE PODA DE ARVORE AMOSTRADOS.	108
<b>FIGURA 5.9</b> - HISTOGRAMA DOS TEORES DE N (A), P (B) E K (C) DE TODAS AS AMOSTRAS COMPOSTAS DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E DOS RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES. NOTA: O N SE REFERE AO NÚMERO TOTAL DE AMOSTRAS COMPOSTAS ANALISADAS PARA CADA NUTRIENTE, EM CADA RESÍDUO.	110
<b>FIGURA 5.10</b> - MASSA DE RESÍDUOS UTILIZADA NA MONTAGEM DAS LEIRAS (MATÉRIA NATURAL) E PROPORÇÃO ENTRE RESÍDUOS ALIMENTARES E RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES (MATÉRIA NATURAL), POR LEIRA DE COMPOSTAGEM.	112
<b>FIGURA 5.11</b> - SÉRIE TEMPORAL DA CONTAGEM DE <i>E. COLI</i> NO MATERIAL DAS LEIRAS MONITORADAS NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (120 DIAS). NOTA: SOMENTE 27 LEIRAS FORAM AVALIADAS PARA ESSA CARACTERÍSTICA.	116
<b>FIGURA 5.12</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DA CONTAGEM DE <i>E. COLI</i> NO MATERIAL DAS LEIRAS AOS 8 E 120 DIAS DE COMPOSTAGEM E DAS UNIDADES LOG REMOVIDAS DURANTE O PROCESSO.	117
<b>FIGURA 5.13</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO CONTEÚDO DE ÁGUA NO MATERIAL DAS LEIRAS NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS), POR LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.	121
<b>FIGURA 5.14</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DAS MÉDIAS DO CONTEÚDO DE ÁGUA DAS LEIRAS NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS), PARA CADA ESTAÇÃO DO ANO.	123
<b>FIGURA 5.15</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO CONTEÚDO DE ÁGUA EM CADA LOTE DE COMPOSTO MONITORADO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.	124
<b>FIGURA 5.16</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO CONTEÚDO MÉDIO DE ÁGUA EM CADA LOTE DE COMPOSTO EM FUNÇÃO DO PERÍODO DO ANO EM QUE AS LEIRAS FORAM COMPOSTADAS.	124
<b>FIGURA 5.17</b> - <i>BOX-PLOT</i> DO CONTEÚDO DE ÁGUA NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES ESTABELECIDOS NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009).	126
<b>FIGURA 5.18</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO TEOR DE CO NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (120 DIAS) NO MATERIAL DE CADA LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.	127
<b>FIGURA 5.19</b> - <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE CO NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES ESTABELECIDOS NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009).	128
<b>FIGURA 5.20</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO pH NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (pH EM H <sub>2</sub> O) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (pH EM CaCl <sub>2</sub> ), POR LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.	130
<b>FIGURA 5.21</b> - TEMPERATURA DAS LEIRAS 1 A 9 MEDIDAS EM ALGUNS DIAS DO PERÍODO DE COMPOSTAGEM. NOTA: L = LEIRA. A LEIRA COM MENOS DADOS DE TEMPERATURA É A LEIRA 9 (13 MEDIÇÕES) E A COM MAIS DADOS É A LEIRA 2 (31 MEDIÇÕES). A TEMPERATURA DAS DEMAIS LEIRAS NÃO FOI MONITORADA.	131
<b>FIGURA 5.22</b> - <i>BOX-PLOT</i> DO pH EM CaCl <sub>2</sub> NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES ESTABELECIDOS NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009).	133

<b>FIGURA 5.23</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DA RELAÇÃO CO/N NO MATERIAL DAS LEIRAS NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (120 DIAS), POR LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.....	135
<b>FIGURA 5.24</b> - <i>BOX-PLOT</i> DA RELAÇÃO CO/N NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES ESTABELECIDOS NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA (BRASIL, 2009) E RESOLUÇÃO CONAMA N° 481/2017 (BRASIL, 2017) PARA A VARIÁVEL.....	136
<b>FIGURA 5.25</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DA CTC DO COMPOSTO (120 DIAS), POR LOTE DE COMPOSTO MONITORADO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.....	139
<b>FIGURA 5.26</b> - <i>BOX-PLOT</i> DA CTC NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E TOLERÂNCIA À DEFICIÊNCIA ESTABELECIDADA NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009).....	140
<b>FIGURA 5.27</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DA RELAÇÃO CTC/CO DO COMPOSTO (120 DIAS), POR LOTE DE COMPOSTO MONITORADO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE.....	141
<b>FIGURA 5.28</b> - <i>BOX-PLOT</i> DA RELAÇÃO CTC/CO (MATÉRIA SECA) NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E TOLERÂNCIA À DEFICIÊNCIA ESTABELECIDADA NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009). .....	142
<b>FIGURA 5.29</b> - MATRIZ DAS CORRELAÇÕES DE SPEARMAN DAS VARIÁVEIS QUE DESCREVEM A CONDIÇÃO INICIAL DA LEIRA E A OPERAÇÃO DO PROCESSO. NOTA: FORAM OMITIDAS AS CORRELAÇÕES NÃO SIGNIFICATIVAS ( $P > 0,05$ ) NA DIAGONAL SUPERIOR DA MATRIZ. ....	143
<b>FIGURA 5.30</b> - CONTRIBUIÇÃO DAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS DA CONDIÇÃO INICIAL DA LEIRA E DA OPERAÇÃO DO PROCESSO PARA O CP 1 E CP 2. ....	145
<b>FIGURA 5.31</b> - CONTRIBUIÇÃO DAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS DA CONDIÇÃO INICIAL DA LEIRA E DA OPERAÇÃO DO PROCESSO PARA O CP 3 E CP 4. ....	147
<b>FIGURA 5.32</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO TEOR DE N NO MATERIAL DAS LEIRAS NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (120 DIAS), EM CADA LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. ....	148
<b>FIGURA 5.33</b> - IMPORTÂNCIA RELATIVA DE CADA VARIÁVEL REGRESSORA NA EXPLICAÇÃO DO TEOR DE N NO COMPOSTO (120 DIAS). NOTA: VALORES OBTIDOS A PARTIR DA DECOMPOSIÇÃO DA SOMA DOS QUADRADOS DA REGRESSÃO. ....	150
<b>FIGURA 5.34</b> - <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE N NA MATÉRIA SECA (A) E <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE N NA MATÉRIA NATURAL (B) NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES ESTABELECIDOS NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009). ....	154
<b>FIGURA 5.35</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO TEOR DE P NO MATERIAL DAS LEIRAS NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (120 DIAS) EM CADA LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. ....	154
<b>FIGURA 5.36</b> - IMPORTÂNCIA RELATIVA DE CADA VARIÁVEL REGRESSORA NA EXPLICAÇÃO DO TEOR DE P NO COMPOSTO (120 DIAS). NOTA: VALORES OBTIDOS A PARTIR DA DECOMPOSIÇÃO DA SOMA DOS QUADRADOS DA REGRESSÃO. ....	157
<b>FIGURA 5.37</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DA DEGRADAÇÃO DO CO DAS LEIRAS COMPOSTADAS NOS PERÍODOS CHUVOSO, CHUVOSO-SECO E SECO. ....	158
<b>FIGURA 5.38</b> - <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE P NA MATÉRIA SECA (A) E <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE P NA MATÉRIA NATURAL (B) NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES MÍNIMO E TOLERÂNCIA À DEFICIÊNCIA ESTABELECIDADA NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA (BRASIL, 2009). ....	159
<b>FIGURA 5.39</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DO TEOR DE K NO MATERIAL DAS LEIRAS NO INÍCIO DA COMPOSTAGEM (8 DIAS) E NO COMPOSTO PRONTO PARA USO (120 DIAS) EM CADA LEIRA MONITORADA NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. ....	159
<b>FIGURA 5.40</b> - IMPORTÂNCIA RELATIVA DE CADA VARIÁVEL REGRESSORA NA EXPLICAÇÃO DO TEOR DE K NO COMPOSTO (120 DIAS). NOTA: VALORES OBTIDOS A PARTIR DA DECOMPOSIÇÃO DA SOMA DOS QUADRADOS DA REGRESSÃO. ....	162

<b>FIGURA 5.41</b> - <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE K NA MATÉRIA SECA (A) E <i>BOX-PLOT</i> DO TEOR DE K NA MATÉRIA NATURAL (B) NOS 36 LOTES DE COMPOSTO MONITORADOS E LIMITES ESTABELECIDOS NA IN SDA N° 25/2009 DO MAPA PARA A VARIÁVEL (BRASIL, 2009). .....	163
<b>FIGURA 5.42</b> - <i>BOX-PLOTS</i> DOS CV ENTRE AS AMOSTRAS COMPOSTAS DE CADA LEIRA AMOSTRADA. NOTA: PARA FACILITAR A INTERPRETAÇÃO DOS DADOS FORAM OMITIDOS DOIS VALORES ( <i>OUTLIERS</i> ) NO <i>BOX-PLOT</i> DA VARIÁVEL P, AOS 8 DIAS (44 E 87,4 %). .....	168

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 3.1</b> - CARACTERÍSTICAS DA PRODUÇÃO E DESTINAÇÃO DE RSU NA UNIÃO EUROPEIA, ESTADOS UNIDOS E CHINA. ....	8
<b>TABELA 3.2</b> - TEORES MÉDIOS E FAIXAS DE VARIAÇÃO DE ALGUMAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ORIGEM URBANA UTILIZADOS EM COMPOSTAGEM, SEGUNDO DADOS DA LITERATURA. ....	13
<b>TABELA 3.3</b> - CARACTERÍSTICAS REQUERIDAS PARA A COMERCIALIZAÇÃO DO COMPOSTO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO, CONDICIONADOR DE SOLO E SUBSTRATO PARA PLANTAS NO BRASIL, SEGUNDO AS IN SDA Nº 25/2009 (BRASIL, 2009), IN SDA Nº 35/2006 (BRASIL, 2006A) E IN Nº 5/2016 (BRASIL, 2016A).....	17
<b>TABELA 3.4</b> – LIMITES DE TOLERÂNCIA PERCENTUAIS NO QUE SE REFERE ÀS DEFICIÊNCIAS MÁXIMAS PERMITIDAS SOBRE OS VALORES DAS VARIÁVEIS DECLARADAS EM FERTILIZANTES ORGÂNICOS E CONDICIONADORES DE SOLO NO BRASIL, SEGUNDO AS IN SDA Nº 25/2009 (BRASIL, 2009) E IN SDA Nº 35/2006 (BRASIL 2006). ....	18
<b>TABELA 3.5</b> – LIMITES DE TOLERÂNCIA NO QUE SE REFERE À DEFICIÊNCIA E AO EXCESSO PERMITIDOS SOBRE OS VALORES DAS VARIÁVEIS DECLARADAS NO COMPOSTO ORGÂNICO, QUANDO COMERCIALIZADO COMO SUBSTRATO PARA PLANTAS NO BRASIL, SEGUNDO A IN Nº 5/2016 (BRASIL, 2016A).....	18
<b>TABELA 3.6</b> - VALORES MÁXIMOS ADMISSÍVEIS E LIMITES DE TOLERÂNCIA DE CONTAMINANTES EM FERTILIZANTES ORGÂNICOS E CONDICIONADORES DE SOLO NO BRASIL, SEGUNDO A IN SDA Nº 7/2016 DO MAPA (BRASIL, 2016B).....	19
<b>TABELA 3.7</b> - REQUISITOS MÍNIMOS DE QUALIDADE PROPOSTOS PELA UNIÃO EUROPEIA PARA QUE O COMPOSTO ORGÂNICO SEJA CLASSIFICADO COMO UM PRODUTO (PROPOSTA TÉCNICA EM ANDAMENTO*) (SAVEYN; EDER, 2014).....	22
<b>TABELA 3.8</b> - GARANTIAS REQUERIDAS PARA A COMERCIALIZAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO E CONDICIONADOR DE SOLO NA ESPANHA, PELAS NORMATIVAS RD 506/2013 (ESPANHA, 2013) E RD 999/2017 (ESPANHA, 2017).....	24
<b>TABELA 3.9</b> - VALORES MÁXIMOS ADMISSÍVEIS DE CONTAMINANTES EM FERTILIZANTES ORGÂNICOS E CONDICIONADORES DE SOLO NA ESPANHA, PELAS NORMATIVAS RD 506/2013 (ESPANHA, 2013) E RD 999/2017 (ESPANHA, 2017). ....	25
<b>TABELA 3.10</b> – LIMITES DE TOLERÂNCIA NO QUE SE REFERE À DEFICIÊNCIA E AO EXCESSO DAS CARACTERÍSTICAS DECLARADAS EM FERTILIZANTES E CONDICIONADORES DE SOLO NA ESPANHA, SEGUNDO AS NORMATIVAS RD 506/2013 (ESPANHA, 2013) E RD 999/2017 (ESPANHA, 2017).....	26
<b>TABELA 3.11</b> - CARACTERÍSTICAS REQUERIDAS E MARGENS DE TOLERÂNCIAS MÁXIMAS ADMITIDAS PARA A COMERCIALIZAÇÃO DO COMPOSTO COMO CORRETIVO ORGÂNICO EM PORTUGAL, SEGUNDO O DECRETO-LEI N.º 103/2015 (PORTUGAL, 2015). ....	27
<b>TABELA 3.12</b> - VALORES MÁXIMOS ADMISSÍVEIS DE CONTAMINANTES EM CORRETIVOS ORGÂNICOS COMERCIALIZADOS EM PORTUGAL, SEGUNDO O DECRETO-LEI N.º 103/2015 (PORTUGAL, 2015).....	28
<b>TABELA 3.13</b> - GARANTIAS REQUERIDAS PARA A COMERCIALIZAÇÃO E USO DO COMPOSTO ORGÂNICO COMO SUPLEMENTO NO CANADÁ, PELAS NORMATIVAS FERTILIZERS REGULATIONS CRC., c. 666 (CFIA, 2017A), TRADE MEMORANDA T-4-93 (CFIA, 2017B) E T-4-120 (CFIA, 2017C). ....	29
<b>TABELA 3.14</b> - LIMITES MÁXIMOS DE ADIÇÃO DE METAIS NO SOLO DO CANADÁ E EXEMPLOS DE TEORES MÁXIMOS ACEITÁVEIS DE METAIS EM FERTILIZANTES E SUPLEMENTOS, BASEADO EM DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO ANUAIS, SEGUNDO O <i>TRADE MEMORANDA</i> T-4-93 (CFIA, 2017B). ....	30
<b>TABELA 3.15</b> - TEORES (MG KG-1) DE ALGUNS METAIS PESADOS EM COMPOSTO ORGÂNICO ORIGINADO DA FORSU SEPARADA NA FONTE E SEPARADA NA PLANTA DE COMPOSTAGEM E SUA COMPARAÇÃO COM OS LIMITES MÁXIMOS IMPOSTOS PELA NORMATIVA BRASILEIRA PARA FERTILIZANTES ORGÂNICOS E CONDICIONADORES DE SOLO. ....	34

<b>TABELA 3.16</b> - ORGANISMOS INDICADORES E PATÓGENOS OBSERVADOS EM COMPOSTOS ORGÂNICOS ORIGINADOS DA FORSU, OBTIDOS EM DIFERENTES ESCALAS DE COMPOSTAGEM. ....	37
<b>TABELA 3.17</b> - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DO COMPOSTO ORGÂNICO OBTIDO EM DIFERENTES UNIDADES DE COMPOSTAGEM E DEFICIÊNCIAS MÁXIMAS DESSAS CARACTERÍSTICAS, ENTRE OS LOTES PRODUZIDOS. ....	50
<b>TABELA 3.18</b> - MÉTODOS DE AMOSTRAGEM EMPREGADOS EM LEIRAS DE COMPOSTAGEM DE GRANDES DIMENSÕES. ....	51
<b>TABELA 4.1</b> - FATORES DE CONVERSÃO DA MO EM CT E CO PARA TODAS AS MATRIZES ESTUDADAS. ....	72
<b>TABELA 4.2</b> - VARIÁVEIS UTILIZADAS NA EXPLICAÇÃO DA VARIAÇÃO DOS TEORES DE N, P E K DO COMPOSTO ENTRE OS LOTES PRODUZIDOS AO LONGO DO ANO. ....	76
<b>TABELA 5.1</b> - REDUÇÃO DOS CINCO ERROS BÁSICOS ENVOLVIDOS NO PROCESSO DE AMOSTRAGEM (TEORIA DA AMOSTRAGEM DE PIERRE GY) EM FUNÇÃO DO MÉTODO DE AMOSTRAGEM E DO TIPO DE MATRIZ ESTUDADA. ....	84
<b>TABELA 5.2</b> – TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA EM ALGUNS TIPOS DE RESÍDUOS URBANOS E AGROPECUÁRIOS USUALMENTE EMPREGADOS NA COMPOSTAGEM. ....	87
<b>TABELA 5.3</b> - CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS ALIMENTARES PROVENIENTES DAS ROTAS DE COLETA ‘A’ E ‘B’, RECEBIDOS NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. ....	97
<b>TABELA 5.4</b> - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E DOS RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES UTILIZADOS NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, POR PERÍODO DO ANO. ....	102
<b>TABELA 5.5</b> - TEORES DE NUTRIENTES (MATÉRIA SECA) DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E DOS RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES, POR PERÍODO DO ANO. ....	106
<b>TABELA 5.6</b> - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS 36 LEIRAS AMOSTRADAS NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, AOS 8 DIAS DE COMPOSTAGEM. ....	114
<b>TABELA 5.7</b> - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS 36 LEIRAS AMOSTRADAS NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, AOS 120 DIAS DE COMPOSTAGEM (COMPOSTO PRONTO PARA USO) ....	115
<b>TABELA 5.8</b> - ATENDIMENTO DO CONTEÚDO DE ÁGUA DO COMPOSTO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	125
<b>TABELA 5.9</b> - ATENDIMENTO DO TEOR DE CO DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	128
<b>TABELA 5.10</b> - ATENDIMENTO DO PH DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	132
<b>TABELA 5.11</b> - ATENDIMENTO DA RELAÇÃO CO/N DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	136
<b>TABELA 5.12</b> - ATENDIMENTO DA CTC (MMOLC KG-1 MS) DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	140
<b>TABELA 5.13</b> - ATENDIMENTO DA RELAÇÃO CTC/CO DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	141
<b>TABELA 5.14</b> - COEFICIENTES E CORRELAÇÕES DAS VARIÁVEIS RELACIONADAS À CONDIÇÃO INICIAL DA LEIRA E À OPERAÇÃO DO PROCESSO COM OS CP’S (CONTINUA). ....	144
<b>TABELA 5.15</b> - ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA O TEOR DE N NO COMPOSTO (120 DIAS). ....	149

<b>TABELA 5.16</b> - ANOVA PARA A SIGNIFICÂNCIA DA REGRESSÃO DO TEOR DE N NO COMPOSTO. ....	149
<b>TABELA 5.17</b> - ATENDIMENTO DO TEOR DE N DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	153
<b>TABELA 5.18</b> - ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA O TEOR DE P NO COMPOSTO (120 DIAS).....	156
<b>TABELA 5.19</b> - ANOVA PARA A SIGNIFICÂNCIA DA REGRESSÃO DO TEOR DE P NO COMPOSTO. ....	156
<b>TABELA 5.20</b> - ATENDIMENTO DO TEOR DE P DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	158
<b>TABELA 5.21</b> - ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA O TEOR DE K NO COMPOSTO (120 DIAS).....	160
<b>TABELA 5.22</b> - ANOVA PARA A SIGNIFICÂNCIA DA REGRESSÃO DO TEOR DE K NO COMPOSTO. ....	160
<b>TABELA 5.23</b> - ATENDIMENTO DO TEOR DE K DO COMPOSTO ORGÂNICO (N=36, M=144) PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE À LEGISLAÇÃO QUE REGULA SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	163
<b>TABELA 5.24</b> – FATORES DE INFLUÊNCIA NA VARIAÇÃO DOS TEORES DOS NUTRIENTES (N, P E K) DO COMPOSTO ENTRE OS LOTES PRODUZIDOS AO LONGO DO ANO, NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. ....	164
<b>TABELA 5.25</b> - VALORES MÉDIOS E DESVIOS-PADRÃO DOS NUTRIENTES N, P E K (MATÉRIA SECA) EM COMPOSTOS ORGÂNICOS ORIGINADOS DA FORSU SEPARADA SELETIVAMENTE NA FONTE, SEGUNDO DADOS DA LITERATURA. ....	165
<b>TABELA 5.26</b> – CLASSIFICAÇÃO DAS VARIÁVEIS MONITORADAS NO COMPOSTO PRODUZIDO NA UNIDADE DE COMPOSTAGEM DE BELO HORIZONTE EM FUNÇÃO DO NÍVEL DE ATENDIMENTO ÀS NORMATIVAS QUE REGULAM O SEU USO COMO FERTILIZANTE ORGÂNICO. ....	166

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACP	Análise de Componentes Principais
APHA	<i>American Public Health Association</i>
BSI	<i>British Standards Institution</i>
CE	Condutividade elétrica
CFIA	<i>Canadian Food Inspection Agency</i>
CO	Carbono orgânico
CO/N	Relação carbono orgânico/nitrogênio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP	Componente Principal
CRA	Capacidade de retenção de água
CT	Carbono Total
CTC	Capacidade de troca de cátions
CTC/CO	Relação capacidade de troca de cátions/carbono orgânico
CTRS	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos
CV	Coefficiente de variação
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EAS	Erro de Agrupamento e Segregação
EDI	Erro de Delimitação do Incremento
EEI	Erro de Extração do Incremento
EFA	Erro Fundamental da Amostragem
EPI	Erro de Preparo do Incremento
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente - MG
FORSU	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
ISWA	<i>Internation Solid Waste Association</i>
K	Potássio
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MN	Matéria natural



MO	Matéria orgânica
MS	Matéria seca
N	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
NEPA	Núcleo de Estudos e Pesquisas em Alimentação
NMP	Número mais provável
PMBH	Prefeitura Municipal de Belo Horizonte
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SLU	Superintendência de Limpeza Urbana - BH
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SV	Sólidos voláteis
TAM	Teoria da Amostragem
TMECC	<i>Test Methods for the Examination of Composting and Compost</i>
TOC	<i>Total Organic Carbon</i>
UFC	Unidades formadoras de colônias
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UTC	Unidade de triagem e compostagem
UV	Ultra-violeta

# 1 INTRODUÇÃO

O Brasil gera em torno de 78,3 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) por ano e ainda carece de um sistema de gestão eficiente. Atualmente, além dos rejeitos que não podem ser reaproveitados, quase a totalidade dos resíduos potencialmente aproveitáveis também é disposta no solo. Além disso, 41,6 % do total de resíduos dispostos no solo são depositados em aterros controlados e lixões, prática sanitariamente inadequada (ABRELPE, 2016).

Quando os RSU são reaproveitados, há preferência pela reciclagem de materiais como papel, plástico, metal e vidro em relação à reciclagem da matéria orgânica (compostagem), devido ao valor de mercado dos primeiros e facilidade de logística. Por outro lado, a gestão dos orgânicos, os quais representam, em média, a metade (em peso) do total de RSU produzidos no país, é mais complexa (ABRELPE, 2012). O composto produzido geralmente não tem valor atraente de mercado ou não apresenta a qualidade requerida para alguns usos, de modo que estimula menos os investimentos nesta tecnologia.

No Brasil, menos de 3% dos RSU coletados são reaproveitados (SNIS, 2016), enquanto em países desenvolvidos como os Estados-Membros da União Europeia e os Estados Unidos, o reaproveitamento (excluindo-se a incineração) corresponde a 47,0 % e 34,6 % do total de resíduos destinados, respectivamente (EUROSTAT, 2016a; USEPA, 2016).

Em 2010, a lei Nº 12.305 implementou a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), com o propósito de reestruturar e melhorar o sistema de gestão dos resíduos. Nela, é prevista a gestão e o gerenciamento de resíduos a partir da hierarquia de prioridades (não geração, redução, reaproveitamento, reciclagem, aproveitamento energético e disposição final), com o objetivo de reduzir os impactos ambientais negativos no meio ambiente (BRASIL, 2010a). Para atender a este princípio, uma das ações previstas é a implantação de unidades de compostagem, de modo a dar destino adequado a parte dos resíduos orgânicos que, de outra forma, seriam aterrados.

Porém, para que a transformação dos resíduos orgânicos via compostagem seja eficiente, outras ações no âmbito da gestão precisam ser tomadas, com vistas a melhorar a qualidade do composto e o seu atendimento às diretrizes legais. Em um contexto em que se tenha uma legislação restritiva, mas que inexistam investimentos na coleta seletiva dos resíduos e no adequado controle operacional da compostagem, dificilmente o composto atenderá aos

padrões para seu uso no solo. Por este motivo, é de grande importância que a legislação aplicável ao composto e os sistemas de gestão implementados estejam em concordância, de modo a promover a proteção ambiental mas também a possibilidade do seu uso, contribuindo, assim, com a minimização dos impactos ambientais e a sustentabilidade do processo.

Uma das possibilidades mais interessantes para a aplicação do composto orgânico é no solo agrícola. Os benefícios proporcionados por esta prática incluem o suprimento de parte da necessidade de nutrientes das plantas e o fornecimento de matéria orgânica ao solo, particularmente importante em condições climáticas brasileiras, em que ocorre rápida mineralização (MATOS, 2014). Com isso, reduz-se a exploração de recursos naturais necessária para a fabricação dos fertilizantes minerais e, ao mesmo tempo, melhoram-se as condições físicas, químicas e físico-químicas dos solos (BARKER, 2010).

Embora as características do composto obtido a partir da fração orgânica dos RSU sejam amplamente descritas na literatura internacional, observam-se lacunas de informações no que diz respeito às suas variações, entre os lotes produzidos, ao longo do tempo. Visto que diversos fatores podem desencadear esse comportamento, questiona-se com qual magnitude a compostagem é afetada por tais aspectos.

A partir dos trabalhos já publicados, é inviável calcular e discutir por completo essas questões, tendo em vista as limitações quanto à quantidade de variáveis avaliadas, quantidade de campanhas amostrais, bem como as escalas de operação e as metodologias de coleta das amostras. Além disso, os trabalhos que abrangem tal temática são, em sua maioria, originados de pesquisas internacionais. Desse modo, é importante a sua descrição na realidade brasileira, haja vista a influência do clima e da cultura na tipologia e nas características dos resíduos, bem como no desenvolvimento do processo.

As informações a serem obtidas com a presente pesquisa podem trazer novos elementos que contribuam nas discussões e evolução do âmbito normativo da compostagem (que regula os usos do composto), além de proporcionar mais subsídios para o manejo desse produto no solo e para a elaboração dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), que, com a implementação da PNRS, tornaram-se obrigatórios aos municípios brasileiros, como instrumento para a melhoria na gestão dos seus resíduos.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar, a partir de um novo método amostral, a variabilidade espacial e temporal nas características agronômicas do composto produzido em escala comercial, a partir de resíduos alimentares e poda de árvores.

### **2.2 Objetivos específicos**

1. Comparar o método de amostragem desenvolvido a partir da Teoria da Amostragem de Pierre Gy (método da TAM) com o método descrito na NBR 10.007:2004 da ABNT (método do *trier*), na caracterização física e química de leiras de grandes dimensões, em estágio inicial e final de compostagem;
2. Caracterizar os resíduos utilizados na compostagem (resíduos alimentares e poda de árvores) e as leiras em estágio inicial de degradação, de modo a possibilitar melhor entendimento de parte da variabilidade temporal nas características do composto;
3. Avaliar, ao longo das quatro estações do ano, a capacidade do processo de compostagem em produzir um composto orgânico de acordo com as características agronômicas exigidas e atendendo as tolerâncias máximas aceitáveis em relação aos valores declarados segundo a IN n°. 25/2009 do MAPA;
4. Analisar a variabilidade espacial que naturalmente ocorre nas características físicas, químicas e físico-químicas dos resíduos alimentares, resíduos de poda de árvores e leiras em estágio inicial e final de compostagem, de modo a possibilitar melhor entendimento do grau de imprecisão associado à determinação de cada característica.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 *Produção e destinação dos RSU no Brasil*

Os resíduos sólidos são considerados, principalmente, um problema urbano. Nas comunidades rurais as taxas de geração de resíduos tendem a ser menores por ser a população, em geral, mais pobre, adquirir menos produtos em comércios (menor utilização de embalagens) e ter menos desperdício (maior reuso e reciclagem). Desse modo, as pessoas residentes em cidades geram duas vezes mais resíduos do que aquelas residentes em áreas rurais, de mesmo nível de riqueza (HOORNWEG *et al.*, 2013).

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) usualmente compreendem aqueles resíduos gerados nos domicílios e nos serviços de limpeza urbana (varrição, capina, poda de árvores e outras eventuais atividades), mas também podem incluir os resíduos do comércio, indústria e prestação de serviços, cuja responsabilidade de manejo não seja atribuída ao gerador (BRASIL, 2007). Este fluxo de resíduos é um dos mais complexos de ser gerido por apresentar composição variada, proximidade direta com os cidadãos e grande visibilidade pública (EUROPEAN UNION, 2015).

A composição dos RSU é influenciada por vários fatores sendo a renda um dos mais determinantes. Quanto menor a renda de um país maior a proporção de orgânicos na composição dos resíduos (ALELUIA; FERRÃO, 2016; HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Já em países com renda alta, o que predomina são papel, papelão, plástico, vidro e metal. Em países de baixa renda os resíduos orgânicos correspondem a 64 % do total de resíduos produzidos, comparado a 28 %, nos países de alta renda (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

No Brasil, a proporção de resíduos orgânicos nos RSU, corresponde, em média, a 51 % (em peso) (ABRELPE, 2012), podendo ser superior a este valor em algumas localidades, como indicado por Oliveira *et al.* (2016) e Frésca *et al.* (2008), que observaram proporções médias de orgânicos nos RSU, das cidades de Fortaleza/CE e São Carlos/SP, da ordem de 56 e 59 %, respectivamente. Os valores relatados no cenário nacional encontram-se acima da média global, que é de 46 % (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

Embora seja prevista uma pequena redução na proporção da fração de orgânicos nos RSU, em países de baixa e média renda para 2025 (nos países de alta renda essa proporção se manterá constante), a produção mundial de resíduos irá quase dobrar (2,2 bilhões de toneladas por

ano), comparado a produção de 2010 (1,3 bilhões de toneladas por ano), o que indica um grande aumento na geração de todos os tipos de resíduos (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

No Brasil, no ano de 2016, a produção de RSU chegou a 78,3 milhões de toneladas, a partir de uma geração *per capita* de 1,040 kg hab<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, dos quais 0,95 kg hab<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> foram efetivamente coletados, o que correspondeu a uma cobertura de coleta de 91% (ABRELPE, 2016). O aumento progressivo na quantidade de resíduos gerados e a ausência de regulamentação nacional, até o ano de 2010, contribuem para que o país ainda adote práticas insustentáveis na gestão desses resíduos.

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no ano de 2014, os destinos de 80,4 % da massa de resíduos gerados no país foram principalmente os aterros sanitários (52 %), aterros controlados (13,1 %) e lixões (12,4 %), enquanto apenas 2,5 % tiveram reaproveitamento em unidades de triagem e 0,4 % em unidades de compostagem. Como esta pesquisa abrangeu 67 % dos municípios brasileiros, não foi possível contabilizar o destino dos resíduos gerados pelo restante da população, residente nos municípios não avaliados. É importante destacar que estes dados não incluíram entidades do setor privado que promovem recuperação de materiais recicláveis de forma independente, exceto associações de catadores com alguma parceria com a prefeitura (SNIS, 2016).

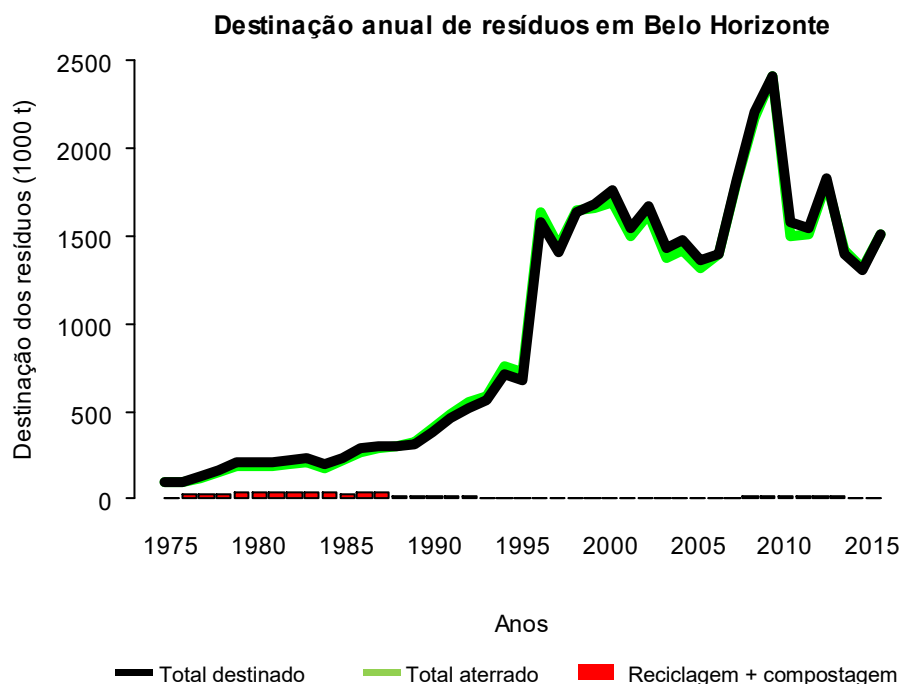
O gerenciamento dos resíduos e os serviços de saneamento, de forma geral, divergem grandemente entre as regiões do país, em função da vasta extensão territorial e das diferenças econômicas, culturais e sociais existentes. Nas regiões Sul e Sudeste, mais desenvolvidas economicamente, é observada melhor gestão dos resíduos, demonstrada pelos maiores índices de cobertura da coleta (acima de 95 %), maior quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva (acima de 87 % do total) e menor disposição de resíduos em locais irregulares (inferior a 29,5 % do total destinado). Em contrapartida, nas regiões Norte e Nordeste a cobertura da coleta é inferior a 81 %, os municípios com projetos de coleta seletiva correspondem a menos de 60 % do total e a disposição irregular dos resíduos ocorre para 64,5 % do montante destinado (ABRELPE, 2016).

O Estado de Minas Gerais, localizado na região Sudeste do país, apresenta os mesmos problemas verificados nacionalmente: grande quantidade de resíduos com destinação imprópria em aterros controlados e lixões (31,7 % do total gerado) e pequenas quantidades transformadas em unidades de triagem e compostagem – UTC (inferior a 7 % do total de

resíduos gerados, considerando as UTC's regularizadas e não regularizadas) (FEAM, 2017).

Na capital do estado, Belo Horizonte, também são poucas as iniciativas para o reaproveitamento dos RSU. As quantidades desviadas da disposição final representam apenas 1,16 % do total de RSU destinados, dos quais 0,89 % são reciclados e 0,27 % são encaminhados para a compostagem. Os demais 98,84 % são dispostos em aterros sanitários (SLU, 2017). Os resíduos destinados à reciclagem (papel, metal, plástico e vidro) são provenientes da modalidade de coleta ponto-a-ponto (contêineres distribuídos em locais estratégicos de toda a área do município) e da modalidade de coleta porta a porta (coleta realizada no domicílio), existente em 36 bairros do total de 487 (PMBH, 2016).

Já na compostagem são empregados os resíduos alimentares provenientes de aproximadamente 40 estabelecimentos comerciais (sacolões, restaurantes, supermercados e outros comércios similares), bem como os resíduos verdes gerados na poda da arborização pública (SLU, 2015b). Ainda que o município realize a compostagem desde 1975, com a tecnologia Dano, e a partir de 1996, no sistema *turned windrow*, a quantidade de resíduos orgânicos aproveitados é muito pequena em relação ao total gerado. Além disso, a quantidade transformada no município por meio da reciclagem ou da compostagem mostra-se constante nas últimas décadas (e inferior ao que já foi observado nas décadas de 70 e 80), enquanto a produção de resíduos urbanos tem aumentado, conforme reportado na Figura 3.1.



**Figura 3.1** - Série histórica (1975 – 2015) da destinação de resíduos sólidos em Belo Horizonte. Nota: O total de resíduos destinados e aterrados inclui os resíduos domiciliares, resíduos públicos, resíduos dos serviços de saúde e resíduos de construção e demolição.

Fonte: Relatórios da SLU (SLU, 2007 – 2015).

O destacado aumento na quantidade de resíduos destinados e aterrados a partir do ano de 1996 se deve à inclusão da massa dos resíduos de construção e demolição nestes somatórios. Os resíduos do serviço da saúde passaram a ser computados em 1993 (SLU, 2007).

Embora a gestão dos RSU no país seja pouco eficiente, algumas melhorias foram observadas nos últimos anos. Em 2000, era dada destinação irregular a 57 % dos resíduos produzidos, enquanto em 2008 essa quantidade decresceu para 39 % (IPEA, 2012). Já em Minas Gerais, mais de 96 % dos municípios utilizavam o lixão para destinação dos resíduos em 2001, enquanto 28,3 % o faziam em 2016 (FEAM, 2017). Esse avanço no estado foi possível a partir da obrigatoriedade do licenciamento ambiental de sistemas ambientalmente adequados de disposição final dos resíduos gerados (DN COPAM-MG N° 52/2001) e do programa ‘Minas sem lixões’, implementado em 2003, que apoiou os municípios na erradicação de lixões, implantação da coleta seletiva e formação de consórcios para gestão compartilhada dos resíduos sólidos urbanos (FEAM, 2017).

É importante destacar que os progressos como a ampliação da destinação de resíduos com menos prejuízos ambientais foram mais melhorias pontuais do que resultado da melhoria da gestão global de resíduos, visto que no mesmo período que decresceu o destino irregular dos resíduos em nível nacional também decresceu a quantidade destinada a unidades de reciclagem (de 1,5 % para 1,4 %) e de compostagem (de 4,5 para 0,8 %) (IPEA, 2012).

### **3.2 Aspetos legais sobre o gerenciamento dos RSU no Brasil**

A necessidade de reestruturação do sistema de gestão de resíduos e não apenas de melhorias nas formas de disposição final foi contemplada na Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentada pela Lei n° 12.305/2010. Uma das principais metas dessa política pública foi a exigência da eliminação de lixões e aterros controlados como formas de disposição final de rejeitos, até agosto de 2014 (BRASIL, 2010a). Outros aspectos relevantes introduzidos com esta lei foram os princípios de desenvolvimento sustentável, visão sistêmica na gestão dos resíduos sólidos e responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Estes envolvem a participação de toda a sociedade e possibilitam a redução da geração de resíduos e maior reaproveitamento do montante gerado.

Para que os objetivos da PNRS sejam atingidos pelos municípios é necessária a criação de programas de logística reversa e coleta seletiva, bem como o estabelecimento de metas para



redução, reutilização e reciclagem de resíduos (BRASIL, 2010a). De modo a contemplar a realidade nacional, esses programas devem ser articulados prioritariamente com a participação de cooperativas ou outras formas de associação de catadores (BRASIL, 2010b). Também é previsto o reaproveitamento dos resíduos orgânicos por meio da implantação de unidades de compostagem e a necessidade de articulação entre agentes econômicos e sociais para promover a utilização do composto produzido (BRASIL, 2010a). Todos estes elementos devem ser incluídos nos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos (PMGIRS), que são um dos principais instrumentos para avanço no sistema de gestão dos resíduos.

Embora a legislação ambiental brasileira se equipare à de países desenvolvidos, no tocante a gestão de resíduos, sua teoria parece muito distante de ser praticada. Passados mais de sete anos da promulgação da PNRS, ficam evidentes as dificuldades para o cumprimento das metas, o que acarreta na prorrogação dos prazos previstos em 2010. Ou seja, há um caminho longo a ser percorrido que depende, dentre outros fatores, de mudanças culturais e incentivos econômicos.

### 3.3 Produção e destinação de RSU em alguns países do mundo

Na Tabela 3.1 são apresentadas algumas características sobre a produção e destinação de RSU em alguns países do mundo, localizados em três continentes: Europa, América e Ásia.

**Tabela 3.1** - Características da produção e destinação de RSU na União Europeia, Estados Unidos e China.

Indicadores	Países		
	UE <sup>a</sup> (2016)	EUA <sup>b</sup> (2014)	China <sup>c</sup> (2016)
1. Classificação do país – renda*	-	Renda alta	Renda média alta
2. Geração de RSU <i>per capita</i> (kg hab <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	1,32	2,01	-
3. RSU gerados (milhões de toneladas)	245,5	258,5	203,6 <sup>d</sup>
4. RSU destinados (milhões de toneladas)	241,0	258,5	196,7
5. Destinação dos resíduos			
5.1 Aterros sanitários (%)	25,1	52,5	60,3
5.2 Reciclagem (%)	30,0	25,7	-
5.3 Compostagem/digestão anaer. (%)	17,0	8,9	-
5.4 Incineração (%)	27,9	12,9	37,5
5.5 Outros (%)	-	-	2,2

.RSU: resíduos sólidos urbanos; \* The World Bank (2017); <sup>a</sup> EUROSTAT (2016a); <sup>b</sup> USEPA (2016); <sup>c</sup> National Bureau of Statistics of China (2016); <sup>d</sup> RSU coletados (e não gerados, como nos demais casos). Nota: Nos EUA toda a incineração é com recuperação de energia, na UE 25,1 % é com recuperação de energia e na China esta informação não é apresentada.

Na União Europeia, em 2016, houve um equilíbrio com relação as quantidades de RSU recicladas, incineradas e aterradas, embora a reciclagem ainda tenha se destacado como a principal via de destinação desses resíduos. As taxas de reaproveitamento dos resíduos orgânicos foram menores, mas bastante significativas (Tabela 3.1). Entretanto, o gerenciamento dos resíduos é diferente entre os 28 Estados-Membros do bloco político/econômico. Enquanto alguns deles ainda aterram a maior parte do que é destinado (> 70 %), como Croácia, Chipre, Grécia, Letônia e Malta, outros desviam quase a totalidade dos seus resíduos dessa rota. Na Bélgica, Dinamarca, Alemanha, Áustria, Holanda e Suécia são aterrados menos de 3 % dos resíduos destinados (EUROSTAT, 2016a).

Tais diferenças de conduta ambiental são explicadas, em parte, por aspectos econômicos e culturais. Os países com as maiores taxas de aterramento estão entre aqueles que aderiram mais tarde à União Europeia, após 2004, (a exceção da Grécia) e que possuem PIB *per capita* inferior ao PIB *per capita* médio dos 28 Estados-Membros. Em contrapartida, os países que apresentam melhor desempenho ambiental são aqueles com PIB *per capita* superior ao valor médio (EUROSTAT, 2016b), e cujas preocupações ambientais vêm de longa data.

Ainda que a compostagem e a digestão anaeróbia sejam pouco comuns em alguns países europeus, chegam a representar 28 – 33 % das rotas de destinação (recuperação) dos resíduos em outros, como a Holanda e a Áustria (EUROSTAT, 2016a). Na Itália, a transformação dos orgânicos por estas vias também está em ascensão. Para tanto, a coleta seletiva desse fluxo de resíduos vem sendo progressivamente expandida em várias regiões do país. Essa atitude visa tanto a atender as metas de aproveitamento dos resíduos estabelecidas pela legislação nacional, bem como a reduzir o conteúdo de materiais não compostáveis misturados aos orgânicos, para produção de um composto com melhor qualidade. O país conta com 252 plantas de compostagem e 46 unidades de digestão anaeróbia seguida de compostagem, como pós-tratamento (CENTEMERO *et al.*, 2016).

Nos EUA, a destinação dos RSU é bastante distinta da utilizada na União Europeia: o país aterra o dobro e incinera menos da metade, em termos de proporção, desses resíduos. Nos EUA a principal via de destinação dos resíduos são os aterros; apesar disso, o país também possui boas taxas de reciclagem (25,7 %). O reaproveitamento da fração orgânica ocorre apenas para uma pequena parte (8,9 %) dos resíduos destinados (Tabela 3.1).

Os resíduos mais utilizados na compostagem são os resíduos verdes (mais de 60 % do total gerado), enquanto apenas 5 % dos resíduos alimentares gerados são utilizados no processo

(USEPA, 2016). O maior aproveitamento dos resíduos verdes se deve à proibição do seu aterramento em muitos estados. Recentemente, essa proibição começa a ser implantada também para os resíduos alimentares, como no Estado de Vermont (PLATT *et al.*, 2014).

Na China, praticamente todo o RSU tem como destino aterros ou incineradores e apenas 2,2 % desses resíduos recebem algum outro tipo de tratamento. O país tem várias similaridades com o Brasil: em ambos a fração de resíduos orgânicos prevalece no montante gerado. Na China essa fração representa em torno de 60 % dos RSU (WASTE ATLAS, 2018; WEI *et al.*, 2017), e ainda assim é muito insignificante o seu reaproveitamento, da mesma forma que no Brasil.

Porém, pela elevada fração de resíduos alimentares e elevado conteúdo de água nos RSU da China, e com isso, baixo poder calorífico inferior dos resíduos ( $3 - 5 \text{ MJ kg}^{-1}$ , em média) comparado aqueles da Europa ( $8 - 11 \text{ MJ kg}^{-1}$ , em média), é questionável a destinação desses resíduos em incineradores (WORLD ENERGY COUNCIL, 2016). Como uma regra geral, a incineração para geração de energia somente deveria ser considerada se os resíduos tivessem um poder calorífico inferior de, pelo menos,  $7 \text{ MJ kg}^{-1}$  e nunca inferior a  $6 \text{ MJ kg}^{-1}$ , em nenhuma época do ano, o que permite o processo de combustão autossustentável (ISWA, 2013). Para contornar este problema a China começou a adotar incineradores de leito fluidizado circulante, mais adequados para o seu tipo de resíduos (WORLD ENERGY COUNCIL, 2016).

### **3.4 Aspectos legais sobre o gerenciamento dos RSU na Europa**

A União Europeia vem adotando regras bastante rígidas no que concerne a gestão dos resíduos. Entre as principais normativas que contemplam esses aspectos estão a Diretiva 1999/31/EC, relativa à disposição de resíduos em aterros, e a Diretiva 2008/98/EC, relativa aos resíduos sólidos no geral.

Na Diretiva 1999/31/EC foram estipuladas metas rigorosas quanto à redução da quantidade de resíduos municipais biodegradáveis que tinham como destino o aterro sanitário. Isso objetivou minimizar as emissões de gases do efeito estufa e, conseqüentemente, o aquecimento global. Segundo a Diretiva, os Estados-Membros deveriam reduzir, progressivamente, o envio desses resíduos aos aterros sanitários até se obterem desvios de 75% (em julho de 2016), com base na quantidade total produzida em 1995. Para alcançar estes objetivos, fariam uso da

reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia ou valorização energética (EUROPEAN UNION, 1999).

Em 2005, faltando mais de 10 anos para acabar o prazo, países como a Áustria, Dinamarca, Alemanha, Holanda e Suécia já haviam cumprido a meta. Isso pôde ser viabilizado, em parte, porque a maioria desses países somente envia para aterros os RSU pré-tratados por incineração ou por tratamento mecânico-biológico<sup>1</sup>, o que reduz ou elimina a fração de orgânicos a ser aterrada e também o volume de rejeitos dispostos (EUROPEAN UNION, 2005). A Suíça é outro país em que o gerenciamento dos resíduos segue esse mesmo padrão (MANNARINO *et al.*, 2016). Embora a utilização de incineradores seja disseminada na Europa, este sistema desvia grandes quantidades de recursos financeiros, polui, enfraquece a hierarquia de prioridades da gestão dos resíduos e sustenta menor quantidade de empregos durante a sua operação. Estudos apontam que, a cada 10.000 toneladas de resíduos que adentram, por ano, em um incinerador, um emprego é mantido, enquanto essa mesma quantidade de resíduos sustenta quatro empregos, no contexto da compostagem (PLATT *et al.*, 2014).

A Diretiva 2008/98/EC é o principal elemento da legislação sobre resíduos na União Europeia e seu escopo é diferente daquele observado na legislação brasileira. Aqui, ainda buscamos solucionar o problema da destinação inadequada dos resíduos, enquanto outros elementos da gestão são pouco discutidos. Já na União Europeia, não constam, nas estatísticas, dados sobre destinação irregular dos resíduos e grande parte dos orgânicos e recicláveis já é desviada dos aterros. Tendo em vista este cenário, algumas das prioridades europeias atuais são a redução da produção de resíduos, ampliação da coleta seletiva e ampliação da valorização desses resíduos. Entre as metas estabelecidas em 2008 estavam a da coleta seletiva total de fluxos de resíduos como papel, metal, plástico e vidro, até 2015. Além disso, para estes tipos de resíduos gerados em domicílios ou em outras origens, mas com fluxos similares, era previsto aumento mínimo global de 50% (em peso) na reutilização e reciclagem, até 2020 (EUROPEAN UNION, 2008).

Embora não existam metas para a coleta seletiva de bio-resíduos<sup>2</sup>, esse tipo de iniciativa é

---

<sup>1</sup> Processo de recuperação de recicláveis, materiais combustíveis e estabilização dos resíduos orgânicos (remanescentes da coleta seletiva na fonte) que objetiva reduzir a quantidade de resíduos a ser aterrada e o seu potencial poluidor, como geração de gases e chorume (CHRISTENSEN, 2010).

<sup>2</sup> Resíduos biodegradáveis de parques e jardins, resíduos alimentares e resíduos de cozinha de domicílios, fornecedores, estabelecimentos comerciais e resíduos similares gerados em unidades de processamento de alimentos.

incentivada de modo a facilitar a posterior valorização do resíduo por compostagem ou digestão anaeróbia e atender a hierarquia de prioridades da gestão. Na mesma Diretiva em questão também são previstos prazos para elaboração de programas de prevenção da geração de resíduos (EUROPEAN UNION, 2008).

Desde 2014 estão em trâmite, na União Europeia, propostas para alteração de seis Diretivas relativas à gestão dos resíduos, incluindo as acima mencionadas. Tais propostas objetivam criar uma economia mais circular e diminuir as disparidades de desempenho ambiental entre os Estados-Membros (EUROPEAN UNION, 2014). Dentre as alterações pretendidas na Diretiva 2008/98/EC, estão o estabelecimento de medidas específicas para redução da produção de resíduos alimentares, novas metas para reciclagem e a obrigatoriedade da realização da coleta seletiva dos bio-resíduos. Esta última condição visa a garantir os padrões de qualidade do composto e facilitar a valorização de outros fluxos de resíduos, a partir da redução da sua contaminação. Além disso, é proposta uma restrição gradual da deposição de RSU em aterros, a fim de enviar no máximo 10 % do total produzido até 2030 (EUROPEAN UNION, 2015).

### **3.5 Valorização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e aproveitamento do composto orgânico**

Conforme o exposto, a valorização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) é uma das prioridades globais da gestão e vem progressivamente sendo apoiada pelas legislações desenvolvidas. Até o presente momento (começo do século XXI), o Brasil reaproveita esses resíduos principalmente por meio da compostagem, ao passo que países da Europa utilizam a compostagem e a digestão anaeróbia.

Em um ambiente urbano, a compostagem pode ser desenvolvida a partir de várias matérias-primas, como lodos de esgoto, resíduos domiciliares (resíduos de cozinha e resíduos de jardim), resíduos verdes (de poda da arborização pública e da manutenção de parques e praças) e resíduos alimentares de indústrias e comércios. Os resíduos gerados em comércios do setor alimentício compreendem, principalmente, as frutas e hortaliças (verduras e legumes) *in natura* não aproveitadas e as sobras de refeições e do preparo de alimentos, os quais são largamente utilizados em unidades de compostagem (ADHIKARI *et al.*, 2008; MU *et al.*, 2017; SUNDBERG *et al.*, 2011; ZHANG; MATSUTO, 2010). Os resíduos de poda de árvores são incorporados ao processo de compostagem de resíduos alimentares para atuarem

como agentes estruturantes, essenciais para que se consiga a manutenção do processo em condições aeróbias. As características desses tipos de resíduos são reportadas na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2** - Teores médios e faixas de variação de algumas características físicas e químicas de resíduos orgânicos de origem urbana utilizados em compostagem, segundo dados da literatura.

Tipo de resíduo	Origem	Variáveis							Rel. CO/N	Fonte
		pH	Água (%)	MO	C	N	P	K		
Resíduos alimentares	Dom. <sup>a</sup>	-	-	89,1	43,4	2,0	0,22	1,1	22	(1)
	Dom.	-	81,8	78,7	43,3	1,2	-	-	36	(2)
	Dom/Com	3,8-4,5	88,4	88,0	48,1	1,7-2,7	-	-	19-29	(3)
	Dom/Com <sup>b</sup>	4,8-6,1	70,2		46,8	2,3-3,1			14-18	(4)
	-	5,7	66,9	-	40,0	1,1	-	-	35	(5)
	Com.	4,5	73,9	-	55,3	1,9	-	-	29	(6)
RO	Dom. <sup>c</sup>	4,3-4,7	74,0	92,2	51,2	1,2-2,5	0,2-1,1	-	20-44	(7)
Resíduos verdes	Mun.	8,2	-	-	-	1,3	0,05	0,3	-	(8)
	Dom.	-	-	91,1	45,4	1,2	0,13	0,6	38	(1)
	Dom/Mun	-	41	82,4	42,0	0,43	0,07	0,5	98	(9)
	Mun.	-	41	93,4	45,5	0,33	-	-	138	(10)
	Mun.	-	13	-	48,3	0,8	-	-	60	(11)

RO: resíduos orgânicos; Dom: domiciliar; Com: comercial; Mun: municipal; MO: matéria orgânica; C: carbono; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; MS: matéria seca; <sup>a</sup> somente de origem vegetal; <sup>b</sup> características relativas aos resíduos coletados nas plantas de compostagem B e C (somente inclui o resíduo Cf); <sup>c</sup> Não foram considerados aqui os valores de N e relação CO/N referentes a coleta de 04/dez, por apresentarem-se muito discrepantes dos demais; <sup>(1)</sup> Götze *et al.* (2016); <sup>(2)</sup> Soobhany *et al.* (2015); <sup>(3)</sup> Adhikari *et al.* (2008); <sup>(4)</sup> Sundberg *et al.* (2011); <sup>(5)</sup> Yang *et al.* (2013); <sup>(6)</sup> Shen *et al.* (2015); <sup>(7)</sup> Oliveira *et al.* (2016); <sup>(8)</sup> Zhang e Sun (2016); <sup>(9)</sup> Boldrin e Christensen (2010); <sup>(10)</sup> Komilis *et al.* (2012); <sup>(11)</sup> Doublet *et al.* (2011).

Tendo em vista as características de cada tipo de resíduo, somados às estratégias de coleta adotadas e aos procedimentos empregados para a sua transformação, diferentes serão as características do composto originado a partir dessas matérias-primas. No contexto dos resíduos alimentares e dos resíduos verdes, aqueles coletados seletivamente na fonte apresentam um potencial muito maior de gerarem um composto com elevada qualidade.

Embora em muitos casos o composto da FORSU não seja considerado um fertilizante, devido ao baixo teor combinado dos nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio, ele é visto como um condicionador de solo (EGGERTH *et al.*, 2007) que reduz progressivamente a quantidade de fertilizantes minerais requerida (BARKER, 2010). Outra característica desse tipo de material é a disponibilidade gradual de alguns nutrientes, uma vez que os mesmos se encontram ligados à matéria orgânica, sendo necessária atividade biológica para sua liberação nas formas iônicas (EGGERTH *et al.*, 2007), processo conhecido como mineralização. Dessa forma, a

fração de mineralização é um importante aspecto a ser considerado na definição das doses de aplicação de materiais orgânicos no solo.

Diniz *et al.* (2016) observaram, em condições de campo, que a taxa de mineralização do composto de lodo de esgoto e maravalha foi superior a 87 %, após pouco mais de 4 meses (131 dias) da sua aplicação no solo, independentemente do modo de disposição (incorporado ao solo ou disposto na sua superfície). Embora esses valores sejam superiores ao verificado em pesquisas conduzidas em condições de laboratório, são, segundo os autores, mais reais, por considerarem a interação do composto com o ambiente (maior volume de solo, precipitação, radiação solar, solutos do solo, organismos do solo), o que não ocorre nos experimentos de laboratório. Ainda que as taxas de mineralização possam ser diferentes em função da origem do composto, Paula *et al.* (2013), observaram taxas de mineralização similares (89,3 %) para o composto de lixo urbano, praticamente no mesmo período de tempo (120 dias) após sua aplicação no solo, também em condições de campo. Desse modo, essas taxas de mineralização podem nortear a disponibilização dos nutrientes do composto da FORSU no solo.

Os potenciais usos do composto incluem a aplicação na agricultura, paisagismo, jardinagem (residencial e municipal), produção de mudas, reposição da camada fértil do solo, recuperação de solos contaminados e/ou degradados e controle da erosão. Além disso, as novas práticas sustentáveis como as construções verdes (empreendimentos de baixo impacto) estão gerando outros mercados para o produto, a exemplo dos telhados verdes e sistemas de aproveitamento da água das chuvas. Quando aplicado em sistemas para aproveitamento das águas das chuvas, o composto reduz a contaminação da água (filtração de poluentes), assim como sua vazão e as perdas de solo (PLATT *et al.*, 2014).

A viabilidade da sua utilização é limitada pelas características que apresenta e pelas restrições aplicáveis a cada tipo de uso, ditadas pelas legislações cabíveis (EGGERTH *et al.*, 2007). Na produção de mudas, por exemplo, a escolha do substrato é feita em função de algumas características como pH (entre 5,5 e 6,5), condutividade elétrica (inferior 1,5 dS/m), porosidade e capacidade de retenção de água (TITTARELLI *et al.*, 2007). Apesar do composto não atender a alguns desses requisitos, devido ao seu pH alcalino e concentração de sais geralmente elevada (ALVARENGA *et al.*, 2015), ele pode ser empregado como parte do substrato, o que reduz custos e possibilita o estabelecimento de um fluxo para o produto. A proporção da sua composição no substrato também será dependente do material de origem do

composto. Tittarelli *et al.* (2007) citam que alguns tipos específicos de composto orgânico parecem ser mais adequados para esta finalidade, como aqueles provenientes dos resíduos verdes, pois apresentam menor teor de nutrientes.

Apesar dos vários usos possíveis, a agricultura é o maior mercado em potencial para o composto, principalmente aquele proveniente da FORSU coletada seletivamente na fonte, devido a sua qualidade e a possibilidade de disponibilizar grandes quantidades do produto comercialmente (EGGERTH *et al.*, 2007). Neste cenário, a utilização do composto contribui para melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e, por consequência, da sua fertilidade, devido ao aporte de matéria orgânica e nutrientes.

Porém, alguns impactos negativos também podem ocorrer em decorrência da aplicação de materiais orgânicos em doses superestimadas no solo, são eles: imobilização do nitrogênio do solo, salinização, alteração na cor do solo (por consequência na capacidade de absorver energia), alteração desfavorável no pH do solo, contaminação química (metais pesados) do solo e das plantas e contaminação biológica (agentes patógenos) de homens e animais. Para que isso seja controlado é importante a avaliação das características do produto e a utilização de doses adequadas (MATOS, 2014).

Embora a utilização do composto contribua para o desenvolvimento sustentável, a expansão desse mercado ainda encontra muitas dificuldades. A compostagem é uma alternativa para a valorização de resíduos orgânicos que é dependente de políticas públicas, tanto no Brasil como em países desenvolvidos. Isso porque o seu emprego no gerenciamento dos resíduos orgânicos gera custos muitas vezes superiores àqueles relacionados com a destinação em aterros sanitários e o retorno financeiro com a venda do composto é pequeno ou inexistente.

Na Alemanha, por exemplo, a base financiadora das unidades de compostagem é a taxa cobrada na coleta dos resíduos biodegradáveis. A partir dela são arrecadados, em média, 39 €/t de resíduos, enquanto que a venda do composto rende, em média, 2 €/t de resíduos que adentra a unidade de compostagem. Isso significa que o composto é vendido, em média, por 4 €/t, considerando uma redução de massa de 50 % no processo (MEYER-KOHLSTOCK *et al.*, 2013).

Na Itália o preço do composto vendido a granel varia de 5 a 15 €/t; já o composto embalado, que é misturado com turfa ou algum tipo de fertilizante é superior, em torno de 120 €/t (CENTEMERO *et al.*, 2016). A Suíça é outro país no qual os instrumentos econômicos, como



a taxaço sobre o rejeito gerado e também a taxa de contribuioço antecipada para a reciclagem (embutida no preço de alguns produtos), auxiliam na manutenço dos servioos de gerenciamento dos resduos (MANNARINO *et al.*, 2016).

O baixo valor de mercado do composto noo e exclusividade da Alemanha e Itlia, sendo tambm evidenciado em outros Estados-Membros da Unio Europeia (SAVEYN; EDER, 2014). Nota-se, poro, que o principal objetivo nesses paisos e a produço de um composto com qualidade que seja absorvido pelo mercado consumidor, de modo a proporcionar reduço na explorao dos recursos para a produço de fertilizantes, nos impactos ambientais da disposio dos resduos e na rea ocupada com os mesmos. Desse ponto de vista, muitos paisos apresentam experiencas positivas com a compostagem, como a Itlia, onde, no ano de 2014, 70% do composto produzido poe ser aproveitado na agricultura e 30% para fins de jardinagem e paisagismo (CENTEMERO *et al.*, 2016).

De modo a fidelizar e expandir os mercados consumidores do composto orgnico, so cada vez maiores os investimentos na melhoria da gesto dos resduos e dos sistemas de compostagem na Unio Europeia. Isso visa a melhoria na qualidade do composto e a confianca dos consumidores no produto. Neste cenrio, as certificaçoes de qualidade aparecem como um elemento importante.

### **3.6 Diretrizes para a qualidade do composto orgnico no Brasil**

No Brasil, o composto orgnico pode ser comercializado como um fertilizante orgnico, fertilizante organo-mineral, condicionador de solo<sup>3</sup> e substrato para plantas, desde que atenda aos requisitos estabelecidos em cada classe. Enquanto os fertilizantes so produtos aplicados diretamente no solo, os condicionares tambm podem ser utilizados na mistura com outros componentes (areia, terra natural), para a confecço de terra vegetal ou misturas para gramados, campos desportivos, entre outros. Os substratos para plantas geralmente so empregados como um meio de crescimento para plantas de vrios tipos, que podem ou no estarem envasadas (MINER, 2016).

O Ministrio da Agricultura, Pecuaria e Abastecimento (MAPA) e o ogo que regula a qualidade do composto orgnico para estes usos, por meio das Instruçoes Normativas (IN) SDA no 25/2009 (Fertilizantes orgnicos), IN SDA no 35/2006 (Condicionadores de solo), IN no 5/2016 (Substratos para plantas) e IN SDA no 27/2006, alterada pela IN SDA no 7/2016

---

<sup>3</sup> Em ingls: *amendment, conditioner* ou *improver*. Em espanhol: *enmienda*.

(Contaminantes em fertilizantes, condicionadores de solo e substratos para plantas).

Estas normativas estabelecem requisitos quanto às características agrônômicas, conteúdo de metais pesados, agentes patógenos e as impurezas físicas do produto, de modo a garantir seu uso seguro. São previstas também tolerâncias máximas de variação em relação às características declaradas, com o objetivo de garantir a uniformidade do produto entre os lotes produzidos ao longo do tempo.

Na Tabela 3.3 são apresentadas as exigências requeridas para o composto orgânico, quando comercializado como fertilizante orgânico, condicionador de solo e substrato para plantas.

As exigências para o composto ser comercializado como fertilizante orgânico são superiores às necessárias para a sua comercialização como condicionador do solo, uso para o qual regulam-se apenas duas características, e superiores também às requeridas para ser comercialização como substrato para plantas, visto que para esta classe de produto não são impostos limites mínimos ou máximos às variáveis, sendo aceito o valor declarado pelo fabricante (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3** - Características requeridas para a comercialização do composto como fertilizante orgânico, condicionador de solo e substrato para plantas no Brasil, segundo as IN SDA n° 25/2009 (BRASIL, 2009), IN SDA n° 35/2006 (BRASIL, 2006a) e IN n° 5/2016 (BRASIL, 2016a)

	Variáveis	Características exigidas		
		Fertilizante orgânico	Condicionador de solo	Substrato para plantas
Obrigatórias	Conteúdo de água	≤ 50 %	cd	cd <sup>d</sup>
	Carbono orgânico <sup>a</sup>	≥ 15 % MS	**	-
	CTC <sup>a</sup>	cd	≥ 200 mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> MS	***
	pH	≥ 6,5 (CaCl <sub>2</sub> )	-	cd (em H <sub>2</sub> O)
	CE máxima	-	-	cd
	Relação CO/N <sup>a</sup>	≤ 20 MS	**	-
	Relação CTC/CO <sup>a</sup>	cd	-	-
	N total	≥ 0,5 % MN	**	-
	CRA	-	≥ 60 %	cd
	Densidade	-	-	cd
Não obrigat.	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , K <sub>2</sub> O <sup>b</sup>	cd	-	-
	Ca, Mg e S	*	-	-
	NP <sup>c</sup> , NK, PK <sup>c</sup> , NPK <sup>c</sup>	cd	-	-
	Micronutrientes	*	-	-

CTC: capacidade de troca de cátions; CE: condutividade elétrica; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; CRA: capacidade de retenção de água; MS: matéria seca; MN: matéria natural; cd: conforme declarado; <sup>a</sup> matéria seca (65 °C); <sup>b</sup> Teor solúvel em água; <sup>c</sup> Com base na porcentagem de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> solúvel; <sup>d</sup> Declarar conteúdo de água máximo; \* Conteúdo mínimo variável conforme o nutriente (vide IN SDA n° 25/2009); \*\* Para que sejam declarados os dos teores de CO, relação CO/N e nutrientes, o condicionador de solo precisa atender às especificações quanto as garantias mínimas estabelecidas para os fertilizantes orgânicos, conforme IN SDA n° 25/2009 do MAPA; \*\*\* facultativo.

Na Tabela 3.4 são apresentadas as tolerâncias máximas à deficiência sobre o valor de cada característica declarada no composto, quando da sua comercialização como fertilizante e condicionador de solo.

**Tabela 3.4** – Limites de tolerância percentuais no que se refere às deficiências máximas permitidas sobre os valores das variáveis declaradas em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo no Brasil, segundo as IN SDA n° 25/2009 (BRASIL, 2009) e IN SDA n° 35/2006 (BRASIL 2006).

Variáveis obrigatórias	Teor (%) ou unidade da variável						
	Fertilizante orgânico					Condicionador <sup>c</sup>	
	0 - 2 % <sup>a</sup>	0 - 5 %	> 2 % <sup>a</sup>	5 - 40 %	> 40 %	0 - 5 %	> 5 %
C. de água	≤ 20 %	-	≤ 15 %	-	-	-	-
CO	≤ 20 %	-	≤ 15 %	-	-	≤ 20 %	≤ 10 %
CTC	≤ 20 %	-	≤ 15 %	-	-	≤ 10 %	
pH	≤ 20 %	-	≤ 15 %	-	-	-	
Rel. CO/N	≤ 20 %	-	≤ 15 %	-	-	≤ 20 %	≤ 10 %
Rel. CTC/CO	≤ 20 %	-	≤ 15 %	-	-	-	
N total	-	≤ 15 %	-	≤ 10 % <sup>b</sup>	1,5 un.	≤ 20 %	≤ 10 %
CRA	Não regulada					-	≤ 10 %
<b>Outras</b>							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , K <sub>2</sub> O <sup>c</sup>	-	≤ 15 %	-	≤ 10 % <sup>b</sup>	1,5 un.	-	

CO: carbono orgânico; CTC: capacidade de troca de cátions; N: nitrogênio total; CRA: capacidade de retenção de água; un: unidade; <sup>a</sup> Ou 2 (duas) unidades; <sup>b</sup> Sem exceder a 1 (uma) unidade; <sup>c</sup> As tolerâncias à deficiência para CO, relação CO/N e N total só se aplicam se forem declaradas no produto, pois não são obrigatórias.

Os limites máximos de variação (tolerâncias à deficiência) sobre as características declaradas em fertilizantes e condicionadores de solo são similares, embora o maior número de variáveis obrigatórias requeridas em fertilizantes torne mais difícil o controle da uniformidade neste tipo de produto. Nos substratos para plantas, além de regulada a tolerância máxima à deficiência da variável, também é estabelecida uma tolerância máxima ao seu excesso (Tabela 3.5).

**Tabela 3.5** – Limites de tolerância no que se refere à deficiência e ao excesso permitidos sobre os valores das variáveis declaradas no composto orgânico, quando comercializado como substrato para plantas no Brasil, segundo a IN n° 5/2016 (BRASIL, 2016a).

Variáveis obrigatórias	Limites de tolerância	
	À deficiência (para menos)	Ao excesso (para mais)
C. de água (máx.)	-	≤ 10 %
pH	Até 1 unidade para menos	Até 1 unidade para mais
CE	-	≤ 50 %
CTC	≤ 10 %	-
CRA	≤ 15 %	-
Densidade	≤ 20 %	≤ 20 %

CE: condutividade elétrica; CTC: capacidade de troca de cátions; CRA: capacidade de retenção de água.

Os limites máximos para os contaminantes químicos, organismos patogênicos e impurezas físicas são os mesmos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo (Tabela 3.6).

**Tabela 3.6** - Valores máximos admissíveis e limites de tolerância de contaminantes em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo no Brasil, segundo a IN SDA n° 7/2016 do MAPA (BRASIL, 2016b).

Potenciais contaminantes	Valor máximo admitido	Tolerância (%)
Arsênio	20 mg kg <sup>-1</sup>	30
Cádmio	3 mg kg <sup>-1</sup>	30
Chumbo	150 mg kg <sup>-1</sup>	30
Cromo hexavalente	2 mg kg <sup>-1</sup>	30
Mercúrio	1 mg kg <sup>-1</sup>	30
Níquel	70 mg kg <sup>-1</sup>	30
Selênio	80 mg kg <sup>-1</sup>	30
Col. termotolerantes	< 1,0×10 <sup>+03</sup> NMP g <sup>-1</sup> MS	30
Ovos viáveis de helmintos	1 em 4 g MS	30
<i>Salmonella</i> sp.	Ausência em 10 g MS	-
Vidros, plásticos e metais > 2 mm	0,5 % MS	30
Pedras > 5 mm	5,0 % MS	30

MS: massa seca; NMP: número mais provável. Nota: Pelo contexto apresentado na normativa entende-se que o limite para os metais pesados é estabelecido em relação à matéria natural do produto.

Nos substratos para plantas são regulados os mesmos metais pesados regulados em fertilizantes e condicionadores de solo, porém, os limites impostos para os primeiros são menos restritivos. Também são estabelecidas as mesmas densidades máximas de organismos indicadores e patogênicos nestes três produtos. Uma diferença é que nos substratos para plantas não existem limites para o conteúdo de impurezas físicas; em contrapartida, é imposto um limite máximo para sementes de propagação de plantas invasoras (0,5 planta por litro) e a necessidade de se comprovar a ausência de espécies fitopatogênicas de alguns gêneros de fungos (BRASIL, 2016b).

Como em grande parte das realidades do país o composto é produzido a partir de resíduos sem segregação na fonte, dificilmente atende a algumas características requeridas pela legislação vigente, principalmente quanto aos níveis de metais pesados e organismos indicadores e patogênicos, o que impossibilita o seu uso agrícola. Uma legislação mais flexível e de acordo com a realidade do tratamento de resíduos no Brasil mostra-se uma condição necessária para a oportunidade do seu aproveitamento. Por outro lado, aprimoramentos no sistema de gestão, como a adoção de programas de coleta seletiva, melhorariam a qualidade do composto e aumentariam as possibilidades da sua aplicação.

Em decorrência da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, que prevê a valorização dos resíduos orgânicos, mais ações de promoção da compostagem são esperadas, dentre as quais o aprimoramento da regulamentação dessa atividade. Como consequência dessa necessidade recentemente (out/2017) foi publicada a Resolução CONAMA n° 481/2017 (BRASIL, 2017). Esta resolução estabelece critérios e procedimentos para o controle ambiental do processo e para a qualidade do composto, visando ao reestabelecimento do ciclo natural da matéria orgânica e também a proteção ao meio ambiente. Desse modo, complementa as normativas do MAPA (anteriores à PNRS), que regulam a qualidade agrônômica do composto e sua aplicação segura no solo.

Visando à qualidade do composto, a resolução CONAMA traz a necessidade de se garantir, durante o processo de compostagem, um período termófilo mínimo, para redução de agentes patogênicos. A mesma resolução também estabelece um valor máximo para relação CO/N no composto, de 20/1 e a obrigatoriedade do peneiramento do mesmo em malha quadrada de abertura máxima de 40 mm. As exigências quanto a relação CO/N máxima e granulometria não se aplicam aqueles compostos destinados à fabricação de substratos para plantas, condicionadores de solos e como matéria-prima à fabricação de fertilizantes organominerais (BRASIL, 2017), ou seja, só se aplicam aos compostos utilizados como fertilizantes orgânicos.

Cabe ressaltar que na IN SDA n° 25/2009 do MAPA, o peneiramento do composto não é uma exigência para a sua comercialização como fertilizante orgânico (BRASIL, 2009). Todavia, o tamanho da malha trazido pela resolução CONAMA é bastante grosseiro e não objetiva uma classificação granulométrica do composto, mas a eliminação das partículas que não agregarão melhorias ao solo.

As medidas de controle ambiental da compostagem incluem a minimização da geração de lixiviados, da emissão de odores e da geração de chorume, necessidade de impermeabilização do solo, de implementação de sistema de coleta e tratamento dos líquidos gerados no processo e de manejo das águas pluviais, garantia do controle de vetores, proibição do acesso à animais e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e líquidos gerados na unidade de compostagem (BRASIL, 2017)

### **3.7 Diretrizes internacionais para a qualidade do composto orgânico**

O acesso às legislações de outros países que regulam a qualidade do composto orgânico é, em

alguns casos, dificultado, pela indisponibilidade das leis ao público ou pelo idioma da publicação. Além disso, estes tipos de normativas podem ser reguladas por diferentes ministérios/departamentos/agências, tanto isoladamente ou como parte de normativas mais abrangentes, o que também torna complexa a sua busca. Em alguns países, como é o caso dos Estados Unidos, cada estado tem suas normas específicas sobre o assunto. O mesmo ocorre no Canadá, no qual muitas províncias também têm suas normativas individuais.

Embora nos artigos científicos internacionais sejam reportados limites impostos por vários países para a qualidade do composto, estes, em sua maioria, dizem respeito aos contaminantes químicos (metais pesados) e organismos indicadores e patógenos, enquanto nosso interesse maior é de comparar os aspectos agrônômicos de outras legislações com a legislação brasileira.

Desse modo, as normativas aqui apresentadas são aquelas encontradas nos idiomas inglês, espanhol ou português, nos *sites* governamentais dos países pesquisados. Primeiramente será abordada uma proposta de regulamentação da qualidade do composto de caráter ambiental: a proposta técnica da União Europeia, que estabelece critérios para que o composto tenha *status* de produto (*End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment: compost & digestate*), uma complementação à lei de resíduos sólidos (Diretiva 2008/98/EC) do referido bloco econômico/político.

Também serão discutidas normativas agrícolas sobre a qualidade do composto, que regulam a sua comercialização/uso no solo. Estas normativas estabelecem critérios e limites mais específicos para a qualidade do composto, em função do tipo de uso, das necessidades do solo e das culturas. Para limitar a abrangência da discussão serão abordadas somente aquelas normativas que regulam os fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.

Na União Europeia, o composto orgânico pode ter diferentes *status*, dependendo do Estado-Membro em questão. Na Dinamarca, Alemanha e Suécia, o composto possui *status* de resíduo independente da sua qualidade, estando o seu uso atrelado à legislação sobre esse tipo de material. Em contrapartida na Itália, França, Finlândia e Reino Unido, o seu *status* (resíduo/produto) está condicionado às suas características e os critérios adotados por cada país para este enquadramento são diferentes (CESARO *et al.*, 2015).

Tendo em vista as desvantagens das distintas condutas dos Estados-Membros e de modo a possibilitar uma maior valorização dos materiais originados da transformação biológica de

resíduos biodegradáveis (composto e digerido), bem como de materiais originados de outros fluxos de resíduos, foi previsto, na Diretiva 2008/98/EC da União Europeia, o fim do *status* de resíduo para estes materiais.

No contexto da compostagem, isso proporcionaria benefícios como harmonização da legislação no mercado interno, padronização do composto e confiabilidade na sua qualidade, facilidade de comercialização entre os Estados-Membros e menor custo atrelado ao seu uso (quando o composto tem *status* de resíduo é necessária autorização para sua utilização no solo, entre outros aspectos burocráticos) (SAVEYN; EDER, 2014).

Embora na referida Diretiva tenham sido estabelecidos os critérios gerais para o fim do *status* de resíduo desses materiais, propostas técnicas específicas para cada classe de resíduo deveriam ser elaboradas, de modo a gerar subsídios para sua aplicabilidade.

Na proposta técnica elaborada para o fim do *status* de resíduo para materiais originados da transformação biológica (compostagem ou digestão anaeróbia) de resíduos biodegradáveis, alguns resíduos ficaram excluídos do escopo, ou seja, não podem ter *status* de produto mesmo que apresentem os requisitos de qualidade propostos (Tabela 3.7), a exemplo da FORSU sem separação na fonte e os lodos de esgoto.

**Tabela 3.7** - Requisitos mínimos de qualidade propostos pela União Europeia para que o composto orgânico seja classificado como um produto (proposta técnica em andamento\*) (SAVEYN; EDER, 2014).

Variáveis obrigatórias	Garantias requeridas
Matéria orgânica	$\geq 15\%$ MS
Estabilidade (Índice respirométrico máximo)	$25 \text{ mmol O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ ou,
Estabilidade (Teste de auto aquecimento)	Classificação mínima: III, IV ou V
<i>Salmonella</i> spp	Ausência em 25 g
<i>E. coli</i>	1000 UFC/g MN
Sementes viáveis de plantas invasoras	Até 2 sementes viáveis por litro
Cádmio	$\leq 1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Cromo	$\leq 100 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Cobre	$\leq 200 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Mercúrio	$\leq 1 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Níquel	$\leq 50 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Chumbo	$\leq 120 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Zinco	$\leq 600 \text{ mg kg}^{-1}$ MS
Impurezas físicas > 2 mm	$\leq 0,5\%$ MS
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	$\leq 6 \text{ mg kg}^{-1}$ MS

MS: matéria seca; MN: matéria natural; MO: matéria orgânica; UFC: unidades formadoras de colônia.

\* *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment: compost & digestate.*

Embora excluídos em nível comunitário, estes resíduos ainda podem receber o *status* de produto em nível nacional. Além disso, o escopo dos resíduos permitidos pode ser revisado quando se comprovarem que outros resíduos (mesmo já excluídos da lista) podem alcançar as qualidades requeridas (SAVEYN; EDER, 2014).

Entre as razões para a exclusão de determinados resíduos está a dificuldade da maioria dos compostos produzidos a partir dos mesmos em cumprir os rigorosos padrões de qualidade pretendidos (Tabela 3.7), o que acarretaria no rebaixamento do seu *status* em alguns países. Outro aspecto diz respeito à proibição da comercialização de composto orgânico proveniente da FORSU, sem coleta seletiva, em alguns Estados-Membros, ao passo que a mudança nesta lei poderia provocar impactos negativos no mercado (SAVEYN; EDER, 2014). No Reino Unido (Inglaterra, País de Gales, Escócia e Irlanda do Norte) a coleta seletiva dos resíduos já é condição necessária para que o composto possa perder o *status* de resíduo (BSI, 2011).

A FORSU separada na fonte e os dejetos de animais compreendem alguns dos resíduos que podem ganhar o *status* de produto após a sua transformação biológica.

Nessa proposta técnica, as garantias requeridas para a classificação do composto como um produto (Tabela 3.7) foram estabelecidas com o objetivo de excluir materiais com potencial de causar impactos ambientais e à saúde humana, além de produtos que não atendessem aos critérios técnicos para os usos mais importantes a que o composto se destina. Porém, não foram definidos critérios específicos para a qualidade do composto em função dos usos. Assim, como uma medida complementar, é importante que cada Estado-Membro regule o uso do composto em função das finalidades pretendidas e das características do seu solo (SAVEYN; EDER, 2014).

Cabe ressaltar que ainda não existe, até início de 2018, uma normativa comunitária da União Europeia que regule o comércio de fertilizantes e condicionadores de procedência orgânica, uma vez que a normativa sobre fertilizantes atualmente em vigor (*Regulation* (EC) n° 2003/2003) aborda apenas os fertilizantes minerais (EUROPEAN UNION, 2003). Todavia, esta normativa está sendo reavaliada para que sejam inclusos os fertilizantes e condicionadores produzidos a partir de materiais orgânicos, para que se harmonize a legislação entre os Estados-Membros (MINER, 2016).

De encontro ao que vem sendo proposto na União Europeia, na Espanha somente é considerado composto orgânico, pela normativa sobre fertilizantes (RD 506/2013) e pela lei



de resíduos do país (*Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados*) aquele proveniente da coleta seletiva da FORSU (ESPANHA, 2013; ESPANHA, 2011). Enquanto isso, o produto originado de plantas de tratamento mecânico-biológico tem a denominação de material bioestabilizado (ESPANHA, 2011), que, embora possa ser aplicado no solo se cumprir alguns requisitos, não pode ser comercializado como um produto (MINER, 2016).

A legislação espanhola que regula a comercialização do composto orgânico como fertilizante e condicionador de solo para agricultura, jardinagem e restauração de solos degradados, é do ano de 2013, e foi atualizada em 2017. Na Tabela 3.8 são apresentadas as características exigidas para estes produtos.

**Tabela 3.8** - Garantias requeridas para a comercialização do composto orgânico como fertilizante orgânico e condicionador de solo na Espanha, pelas normativas RD 506/2013 (ESPANHA, 2013) e RD 999/2017 (ESPANHA, 2017).

Varáveis obrigatórias	Garantias requeridas	
	Fertilizante orgânico <sup>b</sup>	Condicionador de solo
Matéria orgânica	-	≥ 35 % MN
Carbono orgânico	cd	cd
Relação CO/N	≤ 12	≤ 20
Conteúdo de água <sup>a</sup>	cd	≤ 40 %
pH	cd	cd
Condutividade elétrica	-	cd
N total	≥ 3,0 % MN	Declarar se > 1 % MN
N orgânico	cd	Declarar se > 1 % MN
N amoniacal	-	Declarar se > 1 % MN
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> total	Declarar se > 1 % MN	Declarar se > 1 % MN
K <sub>2</sub> O total	Declarar se > 1 % MN	Declarar se > 1 % MN
Ácidos húmicos	Declarar se > 1 % MN	cd
Granulometria	-	90 % das partículas passam na malha de 25 mm

CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; cd: conforme declarado; MN: matéria natural; <sup>a</sup> Necessário declarar os conteúdos de água mínimo e máximo; <sup>b</sup> Características exigidas para fertilizantes orgânicos nitrogenados de origem animal e vegetal.

Para que o composto proveniente da FORSU possa ser comercializado como fertilizante orgânico, na Espanha, este deve apresentar teor mínimo de N total de 3 % (matéria natural), o que muito dificilmente pode ser atendido. A legislação brasileira tem uma exigência seis vezes menor sobre o teor mínimo do mesmo nutriente (0,5 % na matéria natural), para a comercialização do composto como fertilizante orgânico (Tabela 3.3). Dessa maneira, a viabilidade de comércio do composto orgânico na Espanha é como condicionador de solo. Nesse país a exigência quanto a qualidade do condicionador de solo é maior do que no Brasil (Tabela 3.3 e Tabela 3.8).

Na Tabela 3.9 são apresentados os limites máximos de contaminantes permitidos para a comercialização do composto orgânico como fertilizante e condicionador de solo na Espanha. Barral e Paradelo (2011) citam que a normativa espanhola impõe limites muito diferentes de metais pesados para lodos de esgoto e composto orgânico, embora ambos tenham como destino o solo. Os limites admitidos nos lodos são muito menos restritivos do que aqueles impostos para o composto. Os autores verificaram que, considerando a taxa máxima de aplicação do composto classe C (pior classe) no solo, de 5 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, as quantidades de metais incorporadas anualmente, pela aplicação do composto, seriam entre 6 e 15 vezes menores do que aquelas permitidas para o lodo de esgoto. Na mesma normativa não são estabelecidas taxas de aplicação para os fertilizantes orgânicos e condicionadores das classes A e B (ESPAÑA, 2013).

**Tabela 3.9** - Valores máximos admissíveis de contaminantes em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo na Espanha, pelas normativas RD 506/2013 (ESPAÑA, 2013) e RD 999/2017 (ESPAÑA, 2017).

Potenciais contaminantes	Classe do produto		
	Classe A	Classe B	Classe C
Cádmio (mg kg <sup>-1</sup> MS)	0,7	2	3
Cobre (mg kg <sup>-1</sup> MS)	70	300	400
Níquel (mg kg <sup>-1</sup> MS)	25	90	100
Chumbo (mg kg <sup>-1</sup> MS)	45	150	200
Zinco (mg kg <sup>-1</sup> MS)	200	500	1000
Mercúrio (mg kg <sup>-1</sup> MS)	0,4	1,5	2,5
Cromo total (mg kg <sup>-1</sup> MS)	70	250	300
Cromo VI (mg kg <sup>-1</sup> MS)	Não detectável	Não detectável	Não detectável
<i>Salmonella</i> <sup>a</sup>		Ausente em 25 g MN	
<i>E. coli</i> <sup>a</sup>		< 1×10 <sup>+03</sup> NMP g <sup>-1</sup> MN	
Impureza física > 2 mm <sup>a</sup>	< 1,5 % MN (Somente regulado para condicionador de solo)		
Pedras > 5 mm <sup>a</sup>	< 2,0 % MN (Somente regulado para condicionador de solo)		

MS: matéria seca; MN: matéria natural; NMP: número mais provável; <sup>a</sup> Mesmo limite para as classes A, B e C.

No Brasil, a normativa ambiental que regula a utilização agrícola de lodos de esgoto (CONAMA n° 375/2006) também estabelece limites menos restritivos no que se refere aos teores de todos os metais pesados comparado aos limites impostos pela legislação agrícola, para o composto orgânico (IN SDA n° 7/2016). Todavia, a mesma legislação agrícola também regula os limites máximos de metais pesados no lodo, sendo estes os mesmos regulados para o composto, pois ambos são classificados como fertilizantes orgânicos. Dessa maneira entende-se que a legislação ambiental está impondo critérios para o gerenciamento/reaproveitamento do lodo como um resíduo, enquanto que para o seu comércio

como um produto (fertilizante orgânico) o lodo deve obedecer aos limites impostos pela normativa agrícola (BRASIL, 2006b; BRASIL, 2016b).

A Espanha também define tolerâncias máximas de variação sobre o valor de cada variável declarada no composto, sendo a tolerância ao excesso sempre o dobro da tolerância à deficiência (Tabela 3.10). No Brasil, são reguladas apenas tolerâncias à deficiência sobre as características declaradas em fertilizantes e condicionadores de solo.

**Tabela 3.10** – Limites de tolerância no que se refere à deficiência e ao excesso das características declaradas em fertilizantes e condicionadores de solo na Espanha, segundo as normativas RD 506/2013 (ESPAÑA, 2013) e RD 999/2017 (ESPAÑA, 2017).

Variáveis	Fertilizante orgânico		Condicionador de solo	
	Deficiência	Excesso	Deficiência	Excesso
MO	-	-	≤ 20 % (máx. 6 un.)	≤ 40 %
CO	≤ 10 % (máx. de 1 un.)	≤ 20 %	≤ 10 % (máx. 2 un.)	≤ 20 %
Rel. CO/N	≤ 10 % (máx. de 1 un.)	≤ 20 %	≤ 10 % (máx. 2 un.)	≤ 20 %
pH	± 1 unidade		± 1 unidade	
CE	± 2 dS/m		± 2 dS/m	
N total	≤ 15 % (máx. de 0,9 un.)	≤ 30 %	≤ 15 % (máx. de 0,9 un.)	≤ 30 %
N orgânico	≤ 15 % (máx. de 0,5 un.)	≤ 30 %	≤ 15 % (máx. de 0,5 un.)	≤ 30 %
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> total	≤ 15 % (máx. de 0,9 un.)	≤ 30 %	≤ 15 % (máx. de 0,9 un.)	≤ 30 %
K <sub>2</sub> O total	≤ 15 % (máx. de 0,9 un.)	≤ 30 %	≤ 15 % (máx. de 0,9 un.)	≤ 30 %
Ác. húmicos	≤ 15 %	≤ 30 %	≤ 10 %	≤ 20 %

MO: matéria orgânica; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; CE: condutividade elétrica; un: unidade.

Em Portugal, os requisitos para a comercialização do composto orgânicos são abrangidos pela normativa nacional sobre matérias fertilizantes<sup>4</sup> (Decreto-Lei n.º 103/2015), que regula os adubos minerais, adubos orgânicos, adubos organominerais, corretivos minerais, corretivos orgânicos, outros corretivos, outros adubos e produtos especiais destinados à agricultura, silvicultura e jardinagem. A denominação dada a todos os tipos de composto orgânico (independente da matéria-prima) é de corretivo orgânico. Da mesma maneira que na Espanha, o composto precisa apresentar um teor mínimo de N total de 3 % (matéria natural) para ser classificado como fertilizante orgânico nitrogenado (classificação de adubo que melhor se adequa ao composto da FORSU) (PORTUGAL, 2015). Portanto, não serão abordados os requisitos de qualidade para fertilizantes orgânicos no referido país.

<sup>4</sup> Adubos, corretivos e produtos especiais (PORTUGAL, 2015)

A normativa portuguesa estabelece o fim do *status* de resíduo ao composto que atender aos requisitos para sua utilização como matéria fertilizante e, diferentemente do que ocorre na Espanha, não é uma exigência portuguesa, até o momento, a produção do composto orgânico a partir da FORSU separada seletivamente na fonte (PORTUGAL, 2015).

Dentre todas as normativas avaliadas, a de Portugal é a que exige maior número de variáveis a serem declaradas no composto, embora para a maioria delas não sejam estabelecidos valores mínimos ou máximos (Tabela 3.11).

**Tabela 3.11** - Características requeridas e margens de tolerâncias máximas admitidas para a comercialização do composto como corretivo orgânico em Portugal, segundo o Decreto-Lei n.º 103/2015 (PORTUGAL, 2015).

Variáveis obrigatórias	Garantias requeridas	Margens de tolerância <sup>b</sup>
Conteúdo de água	≤ 40 %	-
pH em H <sub>2</sub> O	Entre 5,5 e 9,0	± 0,5 unidades
Condutividade elétrica	cd	≤ 15 %
Matéria orgânica	≥ 30 % <sub>MS</sub>	≤ 20 % (máx. 6 un.)
Carbono total <sup>a</sup>	cd	-
Relação C total/N	cd	≤ 10 % (máx. 2 un.)
Massa volúmica aparente	cd	-
N total <sup>a</sup>	cd	≤ 15 % (máx. 0,9 un.)
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> total <sup>a</sup>	cd	≤ 15 % (máx. 0,9 un.)
K <sub>2</sub> O total <sup>a</sup>	cd	≤ 15 % (máx. 0,9 un.)
CaO total <sup>a</sup>	cd	-
MgO total <sup>a</sup>	cd	-
Boro <sup>a</sup>	cd	-
Teste de auto aquecimento	I, II, III, IV ou V*	-
Fitotoxicidade	Ausência	-
Granulometria	99% passante em malha 25 mm	-

C: carbono; N: nitrogênio; cd: conforme declarado; MS: matéria seca; un: unidade; \* A forma de utilização do corretivo está relacionada ao grau de maturação apresentado no teste; <sup>a</sup> Devem ser expressos na matéria seca; <sup>b</sup> Não é admitida qualquer tolerância sobre os valores mínimos e máximos especificados para as variáveis.

Em Portugal, o intervalo de tempo entre a aplicação do corretivo orgânico no solo e a semeadura ou plantação da cultura é definido em função do grau de estabilidade apresentado pelo corretivo orgânico no teste de auto aquecimento (Tabela 3.11). Para corretivo orgânico fresco (grau I e II) ou semimaturado (grau III) exige-se de 3 a 4 semanas de intervalo entre o período de espalhamento e incorporação do corretivo e a semeadura ou plantação. No caso de corretivos maturados (grau IV e V), esse intervalo pode ser inferior a 3 semanas. Além disso, em todos os casos deve-se esperar pelo menos quatro semanas entre as aplicações do corretivo orgânico e a colheita ou disponibilização das pastagens para o gado (PORTUGAL, 2015).

Os conteúdos máximos admissíveis de contaminantes em corretivos orgânicos são apresentados na Tabela 3.12.

**Tabela 3.12** - Valores máximos admissíveis de contaminantes em corretivos orgânicos comercializados em Portugal, segundo o Decreto-Lei n.º 103/2015 (PORTUGAL, 2015).

Potenciais contaminantes	Classes de corretivos orgânicos			
	I	II	IIA	III
Cádmio (mg kg <sup>-1</sup> MS)	0,7	1,5	3,0	5,0
Chumbo (mg kg <sup>-1</sup> MS)	100	150	300	500
Cobre (mg kg <sup>-1</sup> MS)	100	200	400	600
Cromo (mg kg <sup>-1</sup> MS)	100	150	300	400
Mercúrio (mg kg <sup>-1</sup> MS)	0,7	1,5	3,0	5,0
Níquel (mg kg <sup>-1</sup> MS)	50	100	200	200
Zinco (mg kg <sup>-1</sup> MS)	200	500	1000	1500
Vidro, metal e plástico > 2 mm (% MS) <sup>a</sup>	≤ 0,5	≤ 1,0	≤ 2,0	≤ 3,0
Pedras > 5 mm (% MS)	≤ 5,0			
<i>Salmonella</i> spp.	Ausente em 25 g MN			
<i>E. coli</i>	< 1,0×10 <sup>+03</sup> células/g MN			
Sementes e propágulos de infestantes	3 unidades ativas/Litro			

MS: matéria seca; MN: matéria natural; <sup>a</sup> Somente regulado para corretivos orgânicos produzidos a partir da FORSU (fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos).

Ainda em Portugal, as restrições quanto à utilização do corretivo orgânico no solo estão atreladas à classe do corretivo, estabelecida em função dos teores de metais pesados e de impurezas físicas (Tabela 3.12). As classes de corretivos I e II podem ser utilizadas na agricultura sem restrições, enquanto a classe IIA pode ser utilizada em culturas agrícolas arbóreas e arbustivas (pomares, olivais e vinhas) e silvicultura. Para a classe III é permitida a aplicação em solos nos quais não se pretende implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal.

Nessa normativa, além de ser regulado o teor máximo de cada metal no composto, são regulados também a carga máxima anual permitida para cada metal no solo e o teor máximo de cada metal que pode estar presente no solo que irá receber o composto, teores esses que variam com o pH do solo (PORTUGAL, 2015).

No Canadá, embora exista uma legislação nacional para a comercialização/uso do composto no solo, muitas províncias do país também regulam, de maneira independente, este tipo de uso. Os requisitos de qualidade para a comercialização do composto, em nível nacional (Tabela 3.13), estão contidos na regulamentação sobre fertilizantes (*Fertilizers Regulations* -

CRC., c. 666) e em memorandos (*Trade Memoranda* T-4-120 e T-4-93) que complementam a lei sobre fertilizantes do país (*Fertilizers Act*).

**Tabela 3.13** - Garantias requeridas para a comercialização e uso do composto orgânico como suplemento no Canadá, pelas normativas Fertilizers Regulations CRC., c. 666 (CFIA, 2017a), Trade Memoranda T-4-93 (CFIA, 2017b) e T-4-120 (CFIA, 2017c).

Varáveis obrigatórias	Garantias requeridas
Matéria orgânica (mínimo) <sup>a</sup>	cd *
Conteúdo de água (máximo)	cd
pH	Recomendado
Sódio <sup>a</sup>	Recomendado
Maturidade	**
<i>Salmonella</i>	Ausente
Coliformes termotolerantes	$< 1 \times 10^{+03}$ NMP g <sup>-1</sup> MS
Impurezas físicas	Ausência de impurezas em tamanho ou forma que possam causar lesão

cd: conforme declarado; NMP: número mais provável; MS: matéria seca; <sup>a</sup> expressos em % na matéria natural \* expressa em % no composto no conteúdo de água máximo; \*\* O fabricante do produto pode escolher o método científico a ser utilizado para comprovar a maturidade do composto.

Na normativa canadense, por definição, o composto originado da FORSU é classificado como um suplemento para o solo, termo cujo significado é o mesmo atribuído a outros termos aqui já utilizados: condicionador de solo e corretivo orgânico. Por este motivo não precisam ser declarados os teores de nutrientes do composto. Já o composto originado de dejetos animais é classificado como fertilizante, pelo seu maior teor de nutrientes, os quais, neste caso, precisam ser declarados (CFIA, 2017a; CFIA, 2017c).

Uma característica diferente da legislação canadense é quanto a regulação dos metais. Não são fixados limites máximos para os teores de metais como nas normativas dos outros países. O teor máximo permitido de cada metal no fertilizante/suplemento vai ser dependente da taxa de aplicação dos mesmos no solo, considerando uma acumulação máxima aceitável (definida em legislação) de cada metal no solo em um período de 45 anos (CFIA, 2017b). Dessa forma, o teor máximo de cada metal no composto pode ser calculado por meio da equação 3.1.

$$\text{Teor máximo do metal no composto} = \frac{\text{Máxima adição acumulada permitida do metal em 45 anos}}{\text{Taxa de aplicação anual} \times 45 \text{ anos}} \quad (3.1)$$

Na Tabela 3.14 é apresentada a acumulação máxima permitida de cada metal no solo e são reportados exemplos de teores máximos de metais aceitos em fertilizantes/suplementos (composto), em função das suas taxas de aplicação anuais.

**Tabela 3.14** - Limites máximos de adição de metais no solo do Canadá e exemplos de teores máximos aceitáveis de metais em fertilizantes e suplementos, baseado em diferentes taxas de aplicação anuais, segundo o *Trade Memoranda T-4-93* (CFIA, 2017b).

Potenciais contaminantes	Adição máx. acumulada de metais no solo em 45 anos (kg metal ha <sup>-1</sup> )	Teores máximos de metais aceitáveis em fertilizante/suplemento (mg metal kg <sup>-1</sup> produto), baseado em taxas de aplicação anuais de:		
		4,4 t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	2 t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	0,5 t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
Arsênio	15	75	166	666
Cádmio	4	20	44	177
Cromo	210	1060	2333	9333
Cobalto	30	151	333	1333
Cobre	150	757	1666	6666
Mercúrio	1	5	11	44
Molibdênio	4	20	44	177
Níquel	36	181	400	1600
Chumbo	100	505	1111	4444
Selênio	2,8	14	31	124
Zinco	370	1868	4111	16444

Nota: A taxa de aplicação e o teor do metal no composto devem ser apresentados na mesma base. Fonte: CFIA (2017b).

Ao compararmos as normativas de vários países que regulam a comercialização/uso do composto no solo ficam evidentes algumas diferenças quanto à estruturação/organização e aspectos técnicos. No Brasil, por exemplo, são regulados separadamente: (i) as características agronômicas exigidas para a comercialização de fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo, (ii) o limite máximo de contaminantes em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo e (iii) a inspeção e fiscalização da produção e do comércio desses produtos. Além disso, não são citados e tampouco descritos, nestas normativas, os procedimentos para a amostragem dos produtos regulados.

O maior problema desse tipo de estruturação é a falta de conexão de uma normativa com a outra, o que dificulta o entendimento de todos os requisitos de cumprimento obrigatório para a comercialização e uso do composto no solo. Ainda, a legislação brasileira usa termos (lixo urbano) e definições inadequadas para se referir a FORSU. Em Portugal, por outro lado, em uma única legislação são compilados todos estes aspectos e são referenciadas as normativas específicas que devem ser seguidas para a amostragem e para as análises físicas, químicas, físico-químicas e microbiológicas dos produtos.

A primeira diferença de caráter técnico entre as normas está relacionada à classificação do composto. Enquanto na normativa brasileira o composto originado da FORSU pode ser

facilmente enquadrado como um fertilizante orgânico ou condicionador de solo, nas normativas espanhola e portuguesa ele é designado como um condicionador de solo e, pela limitação de nutrientes, dificilmente pode ser classificado como um fertilizante orgânico. Na legislação canadense o mesmo tipo de composto (FORSU) também é considerado um condicionador de solo, não podendo ser atribuída a este a classificação de fertilizante. Como comentado, a Espanha, até o começo de 2018, é o único país, dentre os pesquisados, que exige que o composto da FORSU seja proveniente de resíduos separados seletivamente na fonte.

Com relação às características agronômicas exigidas para a comercialização do composto, um dos maiores contrastes é com respeito a sua maturidade (estabilidade e humificação). A proposta da União Europeia prioriza pela garantia da estabilidade do composto (testes respirométricos e de auto aquecimento) e a normativa portuguesa pela sua estabilidade (teste de auto aquecimento) e ausência de fitotoxicidade. Enquanto isso no Brasil, Espanha e Canadá, são requeridos testes relacionados com a humificação do composto, sendo que no Brasil são exigidos testes indiretos (CTC e relação CTC/CO) e na Espanha testes diretos (ácidos húmicos). No Canadá o produtor do composto pode escolher o teste de maturidade que irá apresentar.

O conteúdo de impurezas físicas, que não era abrangido pela legislação brasileira até o ano de 2016, foi incluído na IN SDA n° 7/2016 e, portanto, é uma característica comumente regulada por todas as normativas. Também há um consenso entre os países com relação aos parâmetros microbiológicos regulados, sendo eles a *Salmonella* e os coliformes termotolerantes (ou a *E. coli*). A legislação brasileira é a única que também têm exigências sobre a contagem de ovos viáveis de helmintos.

Já os metais pesados são regulados de maneiras diferentes. Enquanto na legislação brasileira e na proposta técnica da União Europeia tem-se um limite único para cada metal, na Espanha e em Portugal o composto é dividido em classes em função dos teores de metais; então, restringem-se taxas e locais de aplicação do composto nas classes mais contaminadas. A legislação portuguesa abrange mais classes do que a espanhola e estabelece uma classe para a utilização não agrícola do composto (classe III), na qual admitem-se maiores teores de metais pesados. Embora o modo de regular os metais pesados trazido pela legislação portuguesa seja um pouco mais evoluído do que o observado nos demais países, ainda assim restringe a utilização do composto.



A normativa canadense, por outro lado, não antepõe limites aos metais e permite que estes sejam estabelecidos em função da taxa de aplicação do composto no solo, dos teores de metais presentes no solo em que o composto será aplicado e da acumulação máxima de metais permitida no solo (dependente do tipo de solo em questão, da toxicidade do metal, entre outros). Essa abordagem possibilita um maior aproveitamento do composto ao mesmo tempo que garante a proteção do solo e da saúde humana. Além desses aspectos, Barral e Paradelo (2011) também citam a importância de serem levadas em consideração, na regulação do composto, a biodisponibilidade dos metais pesados e não somente os seus teores totais.

Uma necessidade abordada nas legislações espanhola e portuguesa é de serem realizadas, pelo fabricante, análises periódicas do composto orgânico com o objetivo de assegurar que o produto continue mantendo as características declaradas no seu registro e continue atendendo aos limites impostos pelas normativas. Na Espanha estas análises devem ser ao menos trimestrais, ou seja, quatro análises por ano (ESPAÑA, 2017). Em Portugal, a periodicidade está relacionada com a quantidade de composto produzida, e varia de duas a seis análises por ano (PORTUGAL, 2015). Na normativa brasileira não é estabelecida uma frequência da análise do composto pelo fabricante.

### **3.8 Fatores que influenciam a qualidade do composto e a padronização das suas características agrônômicas**

Em muitas situações o atendimento do composto orgânico à legislação é dificultado em função do conteúdo de impurezas físicas, dos elevados teores de metais pesados e da presença de organismos indicadores e patógenos. Somado a isso tem-se também a potencial problemática da variabilidade das suas características agrônômicas entre os lotes produzidos ao longo do tempo.

#### **3.8.1 Poluentes presentes no composto**

##### **3.8.1.1 Impurezas físicas**

As impurezas físicas, uma vez que são visualmente identificáveis, têm grande impacto sobre a aceitabilidade e o valor comercial do composto orgânico. Sua presença deprecia a qualidade do produto e mostra-se como um dos principais motivos para a recusa na sua utilização. As classes de impurezas físicas cujas presenças são mais acentuadas são o vidro, o plástico e o metal, enquanto outras ocorrem em menores proporções, como os têxteis, madeiras e produtos não combustíveis (MONTEJO *et al.*, 2015).

O sistema de coleta dos resíduos tem grande influência na presença desses componentes: a matéria-prima separada na fonte apresenta, em média, 11 % de impurezas (PUIG-VENTOSA *et al.*, 2013), enquanto que nas realidades nas quais inexistente esta separação, tais valores são da ordem de 36 % (MONTEJO *et al.*, 2010).

No composto orgânico obtido sem separação do resíduo na fonte os teores de impurezas divergem bastante e são influenciados principalmente pelo tipo de tecnologia empregada nas etapas de pré e pós-tratamento. Neste contexto, verificam-se teores de impureza da ordem de 7,3 - 21,4 % (BARREIRA *et al.*, 2008), 0,8 - 15 % (MONTEJO *et al.*, 2015) e 29,6 % (SHARIFI; RENELLA, 2015). Além de impactar negativamente a estética do produto, esta fração é inversamente relacionada com a concentração dos nutrientes, o que pode dificultar o atendimento aos níveis mínimos requeridos para alguns deles (SAHA *et al.*, 2010).

#### 3.8.1.2 Metais pesados

Em função da presença de metais pesados no solo, os resíduos orgânicos apresentam quantidades traço desses elementos em sua constituição (HANC *et al.*, 2011; PUJOL *et al.*, 2011). Porém, isso contribui apenas em parte para o conteúdo de metais pesados presentes no composto. Zhang *et al.* (2008) observaram que apenas 20 % da concentração dos metais pesados dos resíduos urbanos destinados à compostagem eram da própria natureza do resíduo, enquanto os outros 80 % derivavam de alguma contaminação. Essa pode ter origem a partir de pilhas, baterias, tintas, produtos eletrônicos, embalagens, entre outros.

Novamente nota-se a importância da coleta seletiva na fonte para a manutenção das características do resíduo tal como gerado e, com isso, dos baixos teores de metais pesados no composto (ALVAREZ *et al.*, 2008; LOPÉZ *et al.*, 2010; WEI *et al.*, 2017). Na ausência dessa prática, os teores são mais elevados e usualmente não atendem aos limites estabelecidos na legislação (SAHA *et al.*, 2010). Nestes casos, a etapa de separação mecânica/manual antes do tratamento biológico, geralmente, não é eficiente para reduzir os metais pesados aos níveis permitidos (FARRELL; JONES, 2009; PUJOL *et al.*, 2011). Isso acontece porque as maiores quantidades desses contaminantes estão presentes nas partículas de menores tamanhos (< 2 mm), o que dificulta sua remoção (ZHANG *et al.*, 2008).

Na Tabela 3.15 é possível observar os teores de alguns metais pesados no composto orgânico originado da FORSU, na presença e ausência de separação na fonte.

**Tabela 3.15** - Teores ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de alguns metais pesados em composto orgânico originado da FORSU separada na fonte e separada na planta de compostagem e sua comparação com os limites máximos impostos pela normativa brasileira para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.

Origem da FORSU compostada	n	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Referências
		<i>Separação na fonte</i>						
Dom/Com/Ind.	81	0,13	20	60	16	54	155	Kupper <i>et al.</i> (2014)
Domiciliar <sup>a</sup>	24	0,4	-	26	-	16	157	Hanc <i>et al.</i> (2014)
Comercial <sup>b</sup>	1	<0,3	<3,0	18	3,6	17	217	Himanen <i>et al.</i> (2011)
Dom/Com	10	0,8	53	81	21	41	153	Saha <i>et al.</i> (2010)
RSU <sup>c*</sup>	1	1	46	41	18	36	132	Silva <i>et al.</i> (2013)
Domiciliar	9	<1,0	<31,1	-	<2,1	<23	-	Massukado e Schalch (2010)
<i>Separação na planta de compostagem</i>								
RSU <sup>d*</sup>	2	4,1	28	112	25	-	209	Soobhany <i>et al.</i> (2015)
Dom/Com	12	0,9	88	292	44	183	303	Saha <i>et al.</i> (2010)
RSU <sup>c*</sup>	2	2,2	133	445	53	193	625	Silva <i>et al.</i> (2013)
<b>Valor máximo</b>		3,0	-	-	70	150	-	Brasil (2016b) <sup>e</sup>

Dom: domiciliar; Com: comercial; Ind: industrial; n: número de amostras analisadas; <sup>a</sup> + aparas de madeira; <sup>b</sup> + turfa; <sup>c</sup> + resíduos verdes; <sup>d</sup> + papelão; <sup>e</sup> IN SDA n° 7/2016 do MAPA; \* Foi utilizado o termo genérico RSU para a origem dos resíduos, pelo que acreditamos serem os resíduos oriundos da coleta de resíduos regular que ocorre na localidade, que geralmente engloba resíduos domiciliares e de pequenos comércios.

Quando comparados à legislação brasileira, os teores dos metais pesados dos compostos orgânicos proveniente da FORSU separada na fonte não excedem os limites máximos admitidos. Por outro lado, alguns compostos originados da FORSU sem separação na fonte extrapolam os teores de Cd e Pb máximos admitidos pela mesma normativa.

### 3.8.1.3 Organismos indicadores e patógenos

A contaminação microbiológica do composto orgânico pode ter origem nos próprios resíduos (pelos organismos indicadores e patógenos estarem naturalmente presentes nestes ou devido a sua incorporação durante o armazenamento, transporte e manipulação dos mesmos), devido ao contato do material em compostagem com organismos vetores (aves, roedores) ou como consequência da utilização de equipamentos contaminados no decorrer do processo (VINNERAS *et al.*, 2010).

A legislação nacional restringe as contagens de coliformes termotolerantes (organismos indicadores), *Salmonella* sp. e ovos de helmintos (organismos patógenos) no composto. Os coliformes termotolerantes são bactérias, em sua maioria, não prejudiciais aos seres humanos, utilizadas como indicadores de contaminação fecal, e, com isso, da possibilidade da presença de bactérias patogênicas no meio. Porém, alguns membros dos coliformes termotolerantes

(e.g. espécies de *Klebsiella* e *Enterobacter*) não são específicos de fezes e até mesmo a *E. coli* mostrou crescer em outros ambientes. Apesar disso, esse último é o grupo mais apropriado de coliformes termotolerantes para indicar contaminação fecal por animais de sangue quente (ASHBOLT *et al.*, 2001). *Salmonella* sp. são bactérias patogênicas também provenientes de contaminação fecal. São representativas de outras bactérias patogênicas porque tipicamente estão presentes em maiores densidades nas fezes e são bastante resistentes. Os ovos *Ascaris* sp., são os mais resistentes dos ovos de helmintos e também são utilizados como indicadores da presença/sobrevivência de outras espécies de helmintos (USEPA, 2003).

A maioria dos resíduos utilizados em compostagem, como lodos de esgoto, biossólidos, FORSU (resíduos domiciliares, resíduos alimentares, resíduos de jardim) e dejetos, contém patógenos (EPSTEIN, 2011). Na FORSU, as classes e grupos de bactérias que contêm patógenos estão ocasionalmente presentes (SUNDBERG *et al.*, 2011) e incluem principalmente os coliformes termotolerantes e a *Salmonella* spp. (HASSEN *et al.*, 2001; CHRISTENSEN *et al.*, 2002; CHRONI *et al.*, 2009; NASREEN; QAZI, 2012).

Quando da ausência de coleta seletiva dos RSU na fonte, a contaminação da fração orgânica destinada à compostagem será consequência do seu contato com materiais de origem fecal (fraldas, papel higiênico, dejetos animais) e da própria presença de resíduos alimentares (EPSTEIN, 2011). Isso porque os resíduos alimentares *in natura* de origem animal podem conter patógenos de homens e animais, enquanto nos resíduos alimentares *in natura* de origem vegetal podem estar presentes patógenos de plantas e/ou sementes de plantas invasoras (BÖHM, 2007). Desse modo, a presença de organismos indicadores e patógenos também pode ocorrer nos resíduos coletados seletivamente.

Briancesco *et al.* (2008) reportam contagens de *E. coli* na FORSU (presumivelmente obtida a partir de coleta seletiva, embora não esteja claro no trabalho) utilizada em unidades de compostagem da Itália, de  $0,6 \times 10^{+02}$  NMP g<sup>-1</sup> ST a  $4,8 \times 10^{+04}$  NMP g<sup>-1</sup> ST. Em unidades de compostagem da Noruega e Suécia as contagens de *E. coli* na FORSU coletada seletivamente na fonte também foram elevadas, e estiveram próximas de  $1,0 \times 10^{+06}$  UFC g<sup>-1</sup> MN (CHRISTENTEN *et al.*, 2002).

Apesar da existência de organismos indesejáveis no início do processo, seu decaimento pode ocorrer por diversos mecanismos ao longo do período de transformação aeróbia dos resíduos. A inativação térmica é a via de maior confiabilidade para garantia de um produto final devidamente sanitizado (VINNERAS *et al.*, 2010; EPSTEIN, 2011). As condições para que isso ocorra vão depender da tecnologia empregada na compostagem e dos organismos em

questão. Para sistemas *windrow*, recomendam-se temperaturas de 55 °C durante 15 dias e a realização de pelo menos cinco revolvimentos, na tentativa de garantir que todo o material permaneça, por três dias, sob as condições necessárias (USEPA, 2003).

Porém, dificilmente é obtido o perfil de temperatura para toda a massa em compostagem, visto que o monitoramento desse parâmetro é feito de modo pontual e a pilha de resíduos apresenta heterogeneidade espacial de distribuição da temperatura. Isso negligencia as variações existentes e os valores de temperatura podem indicar que as condições ideais foram atingidas em toda a leira, fato que não ocorreu em zonas específicas do material (WICHUK; MCCARTNEY, 2007; PATEL *et al.*, 2015). Reflexo disso são os recorrentes relatos de contaminação do composto orgânico, apesar da combinação tempo-temperatura ter se mostrado eficiente para a desinfecção (BIJLSMA *et al.*, 2013).

Em sistemas *windrow* essa discrepância nas temperaturas entre as regiões da leira não pode ser alterada a menos que sejam utilizadas camadas de cobertura (*e.g.* composto pronto) nas leiras, de modo a alterar as trocas de calor com o ambiente (PATEL *et al.*, 2015). Na ausência dessas camadas de cobertura, os revolvimentos são importantes para que o material da superfície da leira possa ser realocado para o centro e, com isso, ficar exposto a maiores temperaturas. Já em sistemas *in-vessel*, a temperatura pode ser mantida constante em toda a massa em compostagem.

Vinneras *et al.* (2010) citam que seria possível modelar o decaimento dos organismos indesejáveis no material das leiras a partir de variáveis como: quantidade de massa nas zonas psicrófilas e mesófilas da leira (que não estão sendo sanitizadas), contagem de organismos presentes nos resíduos e número de revolvimentos utilizados durante o período de compostagem. Porém, essa modelagem é dependente de duas pressuposições, de que ocorra total inativação nas zonas quentes da leira e que não haja aumento da população microbiana nas zonas frias, sendo esta última suposição difícil de ser garantida.

Na Tabela 3.16 são apresentadas as contagens de organismos indicadores e patógenos em composto orgânico originado da FORSU. Observa-se a presença recorrente de coliformes termotolerantes e *E. coli* no composto, em contagens superiores ao limite máximo permitido (coliformes termotolerantes,  $< 1 \times 10^{+03}$  NMP g<sup>-1</sup> ST) pela normativa brasileira. Em sistemas *windrow* que atendem o binômio tempo-temperatura indicado para sanitização, esses elevados valores são consequência da recontaminação do material já sanitizado (devido a utilização de máquinas contaminadas ou contato com vetores), ou do recrescimento dos organismos após a

fase termófila, (HASSEN *et al.*, 2001; CHRISTENSEN *et al.*, 2002; CEKMECELIOGLU *et al.*, 2005). Por outro lado, não há recrescimento da população de vírus, helmintos e protozoários após sua redução, pois estes organismos não sobrevivem fora do seu hospedeiro específico (USEPA, 2003).

**Tabela 3.16** - Organismos indicadores e patógenos observados em compostos orgânicos originados da FORSU, obtidos em diferentes escalas de compostagem.

Indicador/ Patógeno	Escala	Unidade	Contagem no composto	Referências
Coliformes termotolerantes	Com	NMP g <sup>-1</sup> ST	1,3 x 10 <sup>+01</sup> – 2,1 x 10 <sup>+04</sup>	Briancesco <i>et al.</i> (2008)
	Pil	NMP g <sup>-1</sup> ST	7 – 1,36 x 10 <sup>+02</sup>	Massukado e Schalch (2010)
<i>E. coli</i>	Lab	UFC g <sup>-1</sup> MN	Ausência	Nasreen e Qazi (2012)
	Pil	UFC g <sup>-1</sup> MN	< 10	Colón <i>et al.</i> (2010)
	Pil	UFC g <sup>-1</sup> ST	Ausência	Chroni <i>et al.</i> (2009)
	Pil	Bactéria g <sup>-1</sup> ST	2,0 x 10 <sup>+04</sup>	Hassen <i>et al.</i> (2001)
	Com	NMP g <sup>-1</sup> ST	0,4 x 10 <sup>0</sup> – 2,1 x 10 <sup>+04</sup>	Briancesco <i>et al.</i> (2008)
	Com	UFC g <sup>-1</sup> MN	< 10	Alvarenga <i>et al.</i> (2015)
<i>Salmonella</i> sp.	Pil	P-A/25 g MN	Ausência	Colón <i>et al.</i> (2010)
	Com	NMP g <sup>-1</sup> ST	< 0,1 x 10 <sup>0</sup> – 0,6 x 10 <sup>+02</sup>	Briancesco <i>et al.</i> (2008)
	Com	UFC g <sup>-1</sup> ST	Ausência	Saha <i>et al.</i> (2010)
	Com	P-A/50 g MN	Ausência	Alvarenga <i>et al.</i> (2015)
Ovos de helmintos	Com	P-A/10 g ST	Ausência	Briancesco <i>et al.</i> (2008)
	Pil	P-A/4 g	Ausência	Massukado e Schalch (2010)

Com: comercial; Lab: laboratório; Pil: piloto; NMP: número mais provável; UFC: unidades formadoras de colônia; P-A (Presença-Ausência); ST: sólidos totais; MN: matéria natural.

Menores parecem ser os problemas de contaminação do composto com outros tipos de organismos. Vários autores citam que o composto geralmente é livre da presença de *Salmonella*, mesmo quando encontrada na matéria-prima (HASSEN *et al.*, 2001; CHRISTENSEN *et al.*, 2002; SAHA *et al.*, 2010). Da mesma forma, os ovos de helmintos também não têm sido detectados nos compostos orgânicos obtidos a partir da FORSU (BRIANCESCO *et al.*, 2008; MASSUKADO; SCHALCH, 2010).

Para evitar a recontaminação ou o recrescimento dos organismos indicadores e patógenos no material já sanitizado, alguns cuidados devem ser tomados. A utilização de diferentes máquinas/equipamentos no manuseio dos resíduos e do composto pronto é fundamental para que não ocorra a recontaminação no composto (BÖHM, 2007). Já no controle do recrescimento dos organismos, a maturidade do composto mostra-se um fator importante. Elving *et al.* (2010) demonstraram que organismos indicadores e patógenos (*Salmonella Typhimurium*, *Enterococcus faecalis*, *E. coli*) apresentaram maior potencial de recrescimento ou manutenção da sua densidade em resíduos frescos e compostos imaturos (em temperaturas

psicrófilas e mesófilas, de 14 a 37 °C). Já em compostos com maior maturidade houve decaimento das contagens desses organismos, o que pode ter se dado em decorrência de uma menor biodisponibilidade de nutrientes, devido ao esgotamento das fontes de alimentos.

Além disso, em compostos bem estabilizados, a presença de uma população microbiana diversa e saudável, consequência do reestabelecimento da microbiota indígena, também ajuda a suprimir o recrescimento de organismos patogênicos, haja visto que os primeiros são, na maioria das vezes, mais resistentes (EPSTEIN, 2011). A maturidade do composto também é necessária por reduzir a atração de vetores, que podem transportar patógenos presentes na área de aplicação do composto para outros locais (USEPA, 2003).

Durante o armazenamento do composto também são necessários cuidados para evitar o recrescimento dos organismos. É importante que o composto seja armazenado com baixo conteúdo de água, pois a maioria das bactérias não se propagará em um produto seco, mesmo havendo a presença de nutrientes (BÖHM, 2007).

Por fim, quando o composto é disposto no solo, há o decaimento dos organismos patogênicos devido a sua exposição a algumas condições desfavoráveis como elevadas temperaturas e radiação ultravioleta. A competição que ocorre entre os micro-organismos endêmicos do solo e os patógenos presentes no composto também decresce o tempo de sobrevivência dos últimos (USEPA, 2003).

Kowal (1985) reporta que o tempo de sobrevivência máximo mais comum para bactérias no solo é de 2 meses, para vírus, de 3 meses, para cistos de protozoários, de 2 dias e para ovos de helmintos, de 2 anos. Ovos e larvas de helmintos provavelmente sobrevivem por maior período de tempo no solo porque este é o meio a partir do qual evoluíram. Embora relevante, este tipo de informação precisa ser avaliada com cautela, uma vez que é proveniente de países com solos e condições climáticas diferentes das brasileiras. Desse modo é necessário o estabelecimento dos tempos de sobrevivência desses organismos nas condições do nosso país.

### **3.8.2 Variação temporal nas características agronômicas do composto**

Como foi visto nos itens 3.6 e 3.7, para a comercialização do composto são necessários o atendimento a parâmetros agronômicos obrigatórios, limites máximos de impurezas físicas, de metais pesados e de contagem de organismos indicadores e patogênicos. Somado a isso, as legislações de vários países, como Brasil, Espanha e Portugal, também estabelecem limites máximos de variação sobre as características declaradas no composto, de modo que estas se

mantenham uniformes entre os lotes produzidos ao longo do ano e reflitam o que está escrito na embalagem do produto.

Também foi discutido no item 3.8.1 que as impurezas físicas e os contaminantes químicos e microbiológicos podem ser controlados na coleta ou durante a operação das leiras na unidade de compostagem, de modo a atenderem à legislação. Por outro lado, o atendimento aos limites máximos de variação (limites à deficiência e ao excesso) sobre as características declaradas no composto pode ser mais complexo.

Vários fatores podem contribuir para a variação das características do composto orgânico ao longo do tempo, como: a variação sazonal nas características físicas, químicas e físico-químicas dos resíduos utilizados na montagem das leiras, as oscilações nas condições ambientais ao longo do ano (precipitação, temperatura), as mudanças nas rotinas operacionais na unidade de compostagem (revolvimentos, adição de água) e o tempo de armazenamento do composto.

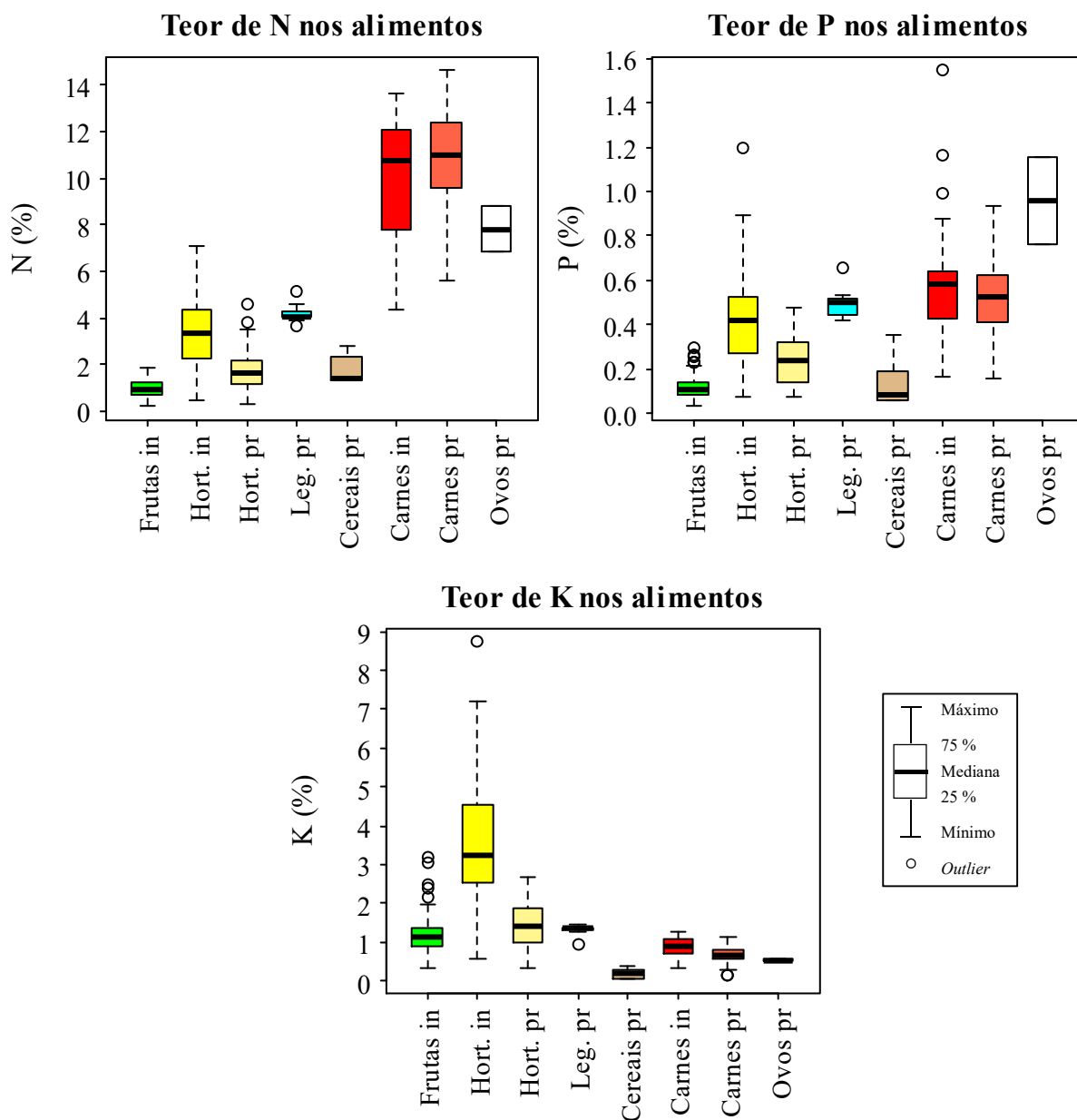
O conteúdo nutricional do composto é consequência direta dos teores de nutrientes presentes nos resíduos, embora também seja afetado pela operação do processo. Assim, se os resíduos apresentam variação temporal nos teores dos seus nutrientes, também o composto poderia apresentar o mesmo comportamento. A FORSU pode sofrer variação no seu conteúdo de nutrientes, como colocado por alguns autores.

Hanc *et al.* (2011) observaram que os teores dos macronutrientes (N, P e K) dos resíduos orgânicos domiciliares foram diferentes entre as estações do ano, tanto em resíduos coletados em apartamentos (em que predominam os resíduos alimentares) como em resíduos coletados em casas (em que há presença também dos resíduos de jardim). Isso se deve tanto à variação temporal nos teores dos nutrientes dos resíduos alimentares como à mudança na proporção entre resíduos alimentares e resíduos de poda entre as diferentes estações, uma vez que os resíduos alimentares possuem maior conteúdo de nutrientes do que os resíduos de poda.

Os achados de Adhikari *et al.* (2008) e Krogmann (1999) corroboram com isso. Os primeiros autores verificaram, em resíduos alimentares recebidos em uma unidade de compostagem do Canadá, diferença no teor de N entre as estações do ano. Já o último autor observou que a proporção entre resíduos alimentares e resíduos de jardim, nos resíduos orgânicos domiciliares, é dependente da estação do ano e da densidade populacional da área de coleta.



A variação nos teores dos macronutrientes dos resíduos alimentares nos diferentes períodos do ano pode ser justificada pela elevada variação nos teores dos mesmos nutrientes tanto entre as classes de alimentos (frutas, hortaliças, legumes, cereais, carnes e ovos), bem como dentro dessas classes (Figura 3.2).



**Figura 3.2 - Box-plots dos teores de N, P e K (matéria seca) nos grupos de alimentos.**

Fonte: Dados adaptados da Tabela Brasileira de Composição dos Alimentos (NEPA-UNICAMP, 2011).

Já os resíduos de poda possuem características mais uniformes do que os resíduos alimentares, pela menor diversidade de componentes que apresentam. Boldrin e Christensen

(2010) citam que não é observado efeito pronunciado das estações do ano sobre a composição das frações mais lenhosas dos resíduos verdes, como galhos e troncos. Apesar disso, práticas de manejo desses resíduos em unidades de compostagem, que incluem o seu armazenamento em montes, por longos períodos e em áreas abertas (LÓPEZ *et al.*, 2010b), também podem provocar alterações temporais nas suas características.

A condição ambiental em que a compostagem é conduzida pode contribuir para algumas diferenças no composto. Como a atividade microbiana é altamente influenciada pelo conteúdo de água da massa em compostagem (KUMAR *et al.*, 2010), pode haver diferença na taxa de degradação do material das leiras operadas no período seco e no período chuvoso, bem como no conteúdo de água do composto, quando a compostagem se dá em pátio descoberto. Amorim *et al.* (2005) verificaram que no verão a degradação do material das leiras foi mais intensa, o que corroborou para menores relações CO/N no composto, comparado a outras estações. Já Krogmann (1999) relatou que o composto obtido quando a compostagem foi realizada predominantemente nas estações da primavera e do verão possuía conteúdo de água inferior (37,2 a 43,7 %) aquele obtido nas estações do outono e inverno (46,6 a 48,2 %).

A operação das leiras pode impactar, por exemplo, nos teores de CO, relação CO/N, maturidade do composto e no seu teor de nutrientes. A utilização de maiores frequências de revolvimentos acelera o processo, pois promove melhores condições (introdução de O<sub>2</sub> e retirada de CO<sub>2</sub>) para a atividade microbiana, além de facilitar a utilização do substrato, uma vez que também proporciona redução no tamanho das partículas. Com isso tem-se uma maior redução nos teores de CO das leiras, e por consequência, menores teores de CO e relação CO/N no composto (GETAHUM *et al.*, 2012). Isso também refletirá em um composto com maior maturidade (CTC e relação CTC/CO).

Por outro lado, a maior frequência de revolvimentos também proporciona maiores perdas de nitrogênio (CARNEIRO *et al.*, 2013) e, com isso, menor quantidade (kg) do nutriente na massa seca do composto, comparado com a sua quantidade na massa seca inicial da leira. Além disso, a dinâmica do nitrogênio também é influenciada pela condição inicial da leira. A quantidade de nitrogênio orgânico amonificável presente no resíduo é um dos principais fatores que determinam as emissões de gás amônia da leira (DE GUARDIA *et al.*, 2010). Desse modo, a variação na relação entre resíduos alimentares e resíduos de poda, entre as diferentes leiras montadas ao longo do ano, influencia na quantidade de nitrogênio orgânico amonificável presente na leira, o que pode contribuir para diferentes emissões de gás amônia

entre as leiras.

A influência do armazenamento do composto nas suas propriedades vai depender da duração do referido período e das condições em que isto se dá. Uma das variáveis afetadas nesta fase é o nitrogênio, que pode decrescer com o tempo. As perdas de nitrogênio são decorrentes da sua volatilização, bem como da sua lixiviação, sob formas inorgânicas (HAO, 2007). Além disso, outros nutrientes solúveis como o potássio, magnésio e sódio podem ser lixiviados, o que é potencializado em pátio descoberto, sem proteção contra as intempéries (CARNEIRO *et al.*, 2013).

### **3.9 Amostragem de materiais heterogêneos**

Em sistemas de compostagem a amostragem é empregada para caracterização dos resíduos, acompanhamento das condições do meio e da taxa de degradação do material, bem como para determinação das características agrônômicas e contaminantes presentes no composto.

A caracterização do composto afeta diretamente o sistema de gestão dos resíduos e a qualidade ambiental, pois com base nela é que serão definidas as suas possibilidades de uso. Quando esta é incorreta, pode levar à aplicação de passivos no solo ou, por outro lado, pode restringir a utilização de um produto adequado e dificultar a sua gestão. Então, garantir a caracterização adequada de leiras montadas a partir da FORSU, cuja composição é heterogênea e a quantidade de massa variável, requer a utilização de métodos de amostragem que contemplem tal aspecto.

No cenário nacional, a amostragem de pilhas de resíduos é tratada na NBR 10.007:2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), segundo a qual, sempre que possível, deve-se espalhar a pilha de resíduos e obter a amostra por quarteamento. No caso dessa impossibilidade, amostra-se a leira no seu formato original, com emprego do amostrador *trier* (ABNT, 2004). Este método possibilita uma amostragem rápida e facilidade na higienização e descontaminação do amostrador. Por outro lado, restringe a massa do incremento<sup>5</sup> e, por vezes, o tamanho das partículas, tendo em vista que há um limite prático para o diâmetro do amostrador, que viabiliza o seu uso. Na normativa, os procedimentos amostrais são descritos para pilhas cônicas de pequeno volume, frequentes em unidades de triagem e compostagem de municípios pequenos e na compostagem domiciliar. Já para leiras com outras geometrias e

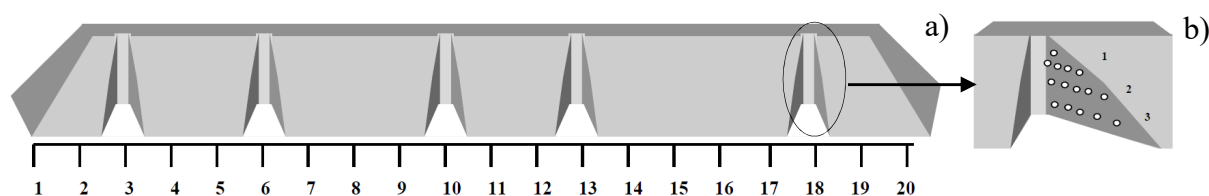
---

<sup>5</sup> Grupo de partículas extraídas do lote em uma amostragem simples. Vários incrementos (subamostras) reunidos dão origem a amostra

dimensões, não há nenhuma recomendação.

Em outros países, são recomendados diferentes métodos de amostragem para leiras de compostagem. No Canadá, o memorando (*Trade Memoranda T-4-120*) que complementa a Lei sobre Fertilizantes (*Fertilizers Act*) traz um protocolo de amostragem simples. Devem ser retiradas várias subamostras aleatórias da pilha de resíduos (quantidade de subamostras varia de 10 a 30, em função do tamanho da pilha), de todas as suas partes (topo, meio e base). Em cada local de coleta das subamostras é necessária a remoção dos 8 cm da camada mais externa da leira, em um diâmetro de 45 cm, para evitar contaminação. Cada subamostra deve ser coletada em uma profundidade de 30 - 60 cm, contados a partir da superfície da pilha e precisa ter, pelo menos, 250 mL (maior volume se faz necessário quando se retira menor número de subamostras). A combinação das subamostras irá originar a amostra composta da leira (CFIA, 2017c).

Nos Estados Unidos, o documento técnico oficial sobre compostagem '*Test Methods for the Examination of Composting and Compost*' - TMECC sugere que, em sistemas *windrow*, a amostragem deva ser feita a partir da retirada de vários incrementos, com reviramento prévio da massa em compostagem, para melhorar a sua uniformidade. Após o reviramento, dividem-se os dois lados da leira de maior extensão em vários pontos equidistantes. De maneira aleatória são definidas (*design* simples aleatório), em cada lado, pelo menos cinco distâncias que corresponderão aos pontos amostrais. Com auxílio de máquinas ou ferramentas agrícolas, faz-se, em cada ponto, uma abertura vertical em toda a altura da leira, similar a uma trincheira, que permita o acesso a diferentes alturas e profundidades (**Figura 3.3a**). Em cada ponto (abertura) devem ser amostradas três alturas da leira e, em cada altura, coletados cinco incrementos, distribuídos desde a superfície da leira até o seu núcleo, de modo a representar bem a seção horizontal (Figura 3.3b) (THOMPSON *et al.*, 2001).



**Figura 3.3** - Distribuição dos pontos amostrais ao longo do comprimento da leira (a) e localização dos incrementos dentro de cada ponto amostral (b).

Fonte: Thompson *et al.* (2001)

Os 15 incrementos retirados do ponto amostral devem ter volume aproximado ( $> 1$  L) e ao final, serão misturados e homogeneizados, para formar uma amostra composta. Este procedimento deve ser repetido para os demais pontos amostrais. Após coletadas as cinco amostras compostas, estas serão misturadas para perfazer uma única amostra representativa da leira, cuja massa será reduzida pela técnica do quarteamento (THOMPSON *et al.*, 2001).

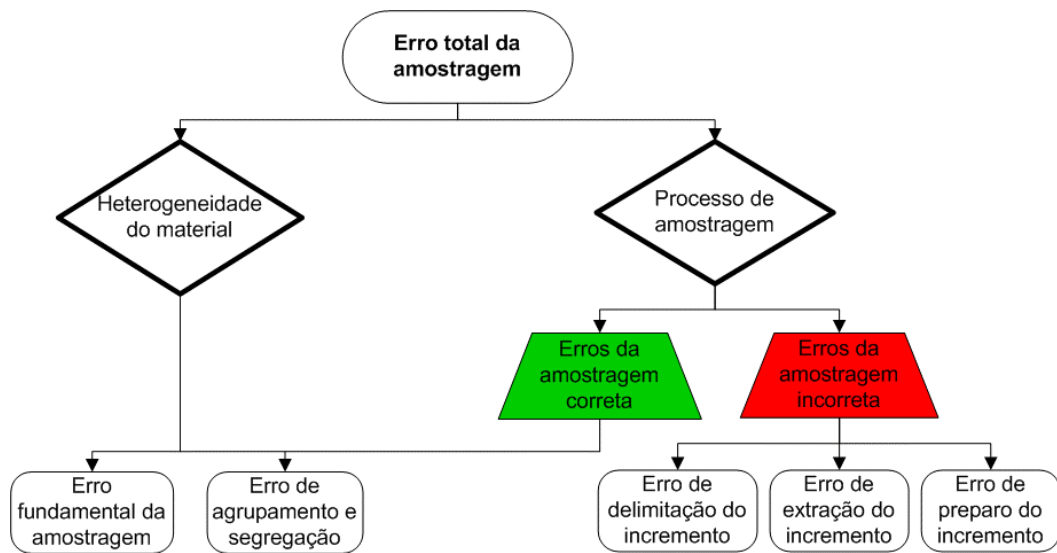
A metodologia descrita no TMECC tem como vantagem a não limitação do diâmetro das partículas que serão incluídas no incremento, por não empregar amostradores de diâmetro limitado, como o *trier*. Em contrapartida, a aplicação dessa metodologia é dificultada devido à operacionalização do corte vertical na leira. Brinton *et al.* (2012) destacam que ao fazer este corte nem sempre a forma da leira pode ser mantida, o que provoca desestruturação e queda das partículas mais externas para dentro da leira, alterando, assim, a amostragem.

Ainda nos Estados Unidos, além do TMECC, outros documentos também abordam a amostragem de pilhas de resíduos, em diferentes contextos. É o caso do *RCRA Waste Sampling Draft Technical Guidance*, que trata dessa prática em resíduos potencialmente perigosos (USEPA, 2002). Devido à importância ambiental e econômica da correta caracterização desses resíduos, o procedimento amostral requer grande representatividade. Para alcançar esta finalidade, as recomendações foram baseadas em uma teoria estabelecida a partir de princípios matemáticos, a ‘Teoria da Amostragem para materiais heterogêneo’ – TAM (*Theory of sampling – TOS*, em inglês), desenvolvida por Pierre Gy. Os métodos de amostragem por incrementos, descritos nessa teoria, são probabilísticos e adequados para grandes volumes, nos quais os métodos de amostragem pela partição de todo o material presente no lote são difíceis de serem aplicados (PITARD, 1993).

Na TAM, Pierre Gy identifica as fontes de erros do processo de amostragem em lote<sup>6</sup> estacionário de materiais particulados e sugere abordagens para minimizá-las. Os erros apontados por Pierre Gy para explicar o Erro Total da Amostragem são apresentados na Figura 3.4.

---

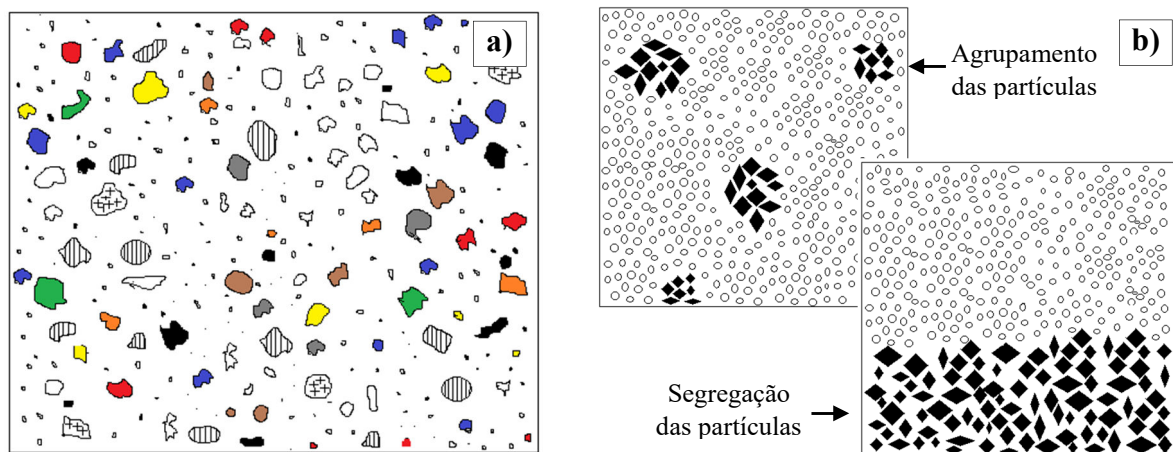
<sup>6</sup>Diz respeito ao montante de material (com limites bem definidos) a partir do qual os incrementos ou amostras serão extraídos.



**Figura 3.4** - Relação dos cinco erros básicos envolvidos no processo de amostragem em lote estacionário de materiais particulados.

Fonte: Adaptado de Petersen *et al.* (2005)

O Erro Fundamental da Amostragem (EFA) é resultado da heterogeneidade de constituição do material, que é influenciada pelas características das partículas que compõem o lote a ser amostrado, tais como forma, tamanho, densidade, propriedades químicas, entre outras (Figura 3.5a) (GY, 2004). A redução da heterogeneidade de constituição só é possível com a alteração física do tamanho das partículas (PETERSEN *et al.*, 2005).



**Figura 3.5** - Ilustração esquemática da heterogeneidade de forma, tamanho e composição entre as partículas presentes em um lote de material, que contribuiu para o EFA (a) e do agrupamento e segregação das partículas, que originam o EAS (b).

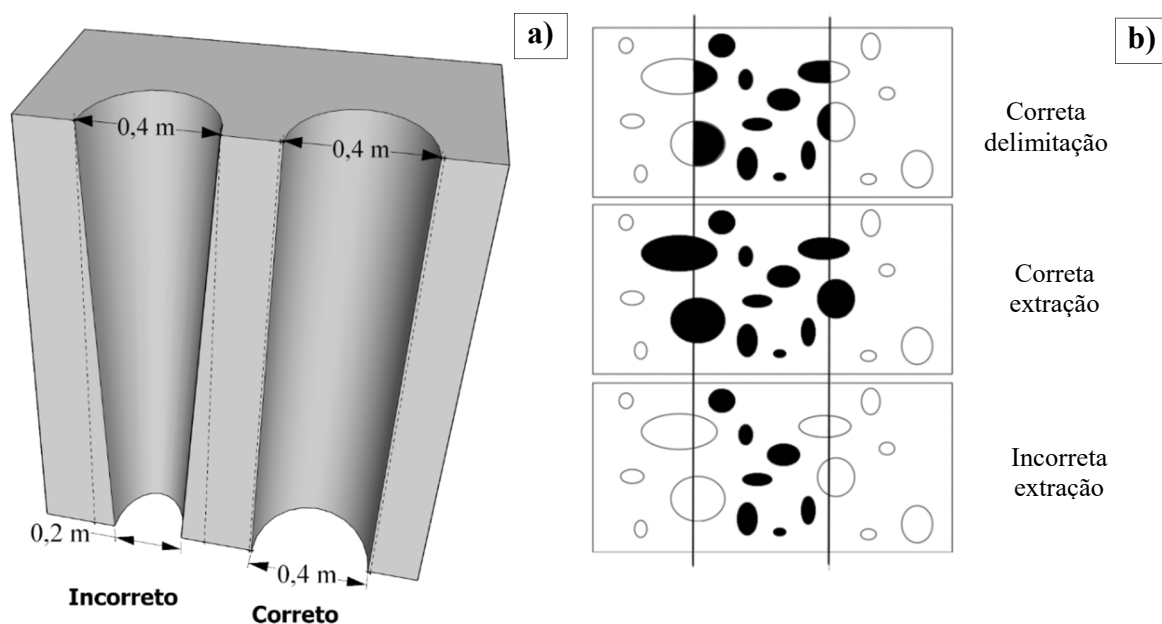
Fonte: Figura 3.5 b adaptada de USEPA (2002).

Já o Erro de Agrupamento e Segregação (EAS) é originado da heterogeneidade de distribuição das partículas, que diz respeito à irregularidade espacial de arranjo dessas dentro do lote. Este erro ocorre devido a tendência inerente das partículas em se aglomerarem e

segregarem localmente e de forma generalizada, em toda a extensão do lote (Figura 3.5b) (ESBENSEN; WAGNER, 2014).

A minimização do fator de agrupamento pode ser conseguida por meio de amostragem composta, a partir de vários incrementos (PETERSEN *et al.*, 2005). Já o fator de segregação somente é nulo quando a distribuição dos fragmentos dentro do lote atinge um estágio de homogeneidade de distribuição possível para sistemas tridimensionais que trabalham perfeitamente. Este fator somente pode ser minimizado com extensiva homogeneização do material antes da amostragem, difícil de ser realizada quando se tratam de grandes volumes. Mesmo quando é possível homogeneizar o material, esta prática geralmente não possibilita distribuição tridimensional homogênea. As forças da gravidade segregam as classes de componentes introduzindo certa heterogeneidade na distribuição dos mesmos no eixo vertical do plano, enquanto a distribuição permanece homogênea no eixo horizontal (PITARD, 1993).

O Erro de Delimitação do Incremento (EDI) ocorre quando a forma do incremento a ser amostrado desvia da correta delimitação geométrica que o mesmo deve ter (Figura 3.6a). Já o Erro de Extração do Incremento (EEI) está associado ao centro de gravidade das partículas. Deve-se considerar como parte do incremento todas as partículas que possuírem seu centro de gravidade dentro da delimitação do mesmo, enquanto aquelas que não atenderem esse requisito devem ser descartadas (Figura 3.6b) (PITARD, 1993).



**Figura 3.6** - Ilustração esquemática da delimitação correta e incorreta do incremento. Correta: o diâmetro do incremento é o mesmo em toda a profundidade a ser amostrada; Incorreta: o diâmetro do incremento é diferente ao longo dessa profundidade (a) Ilustração

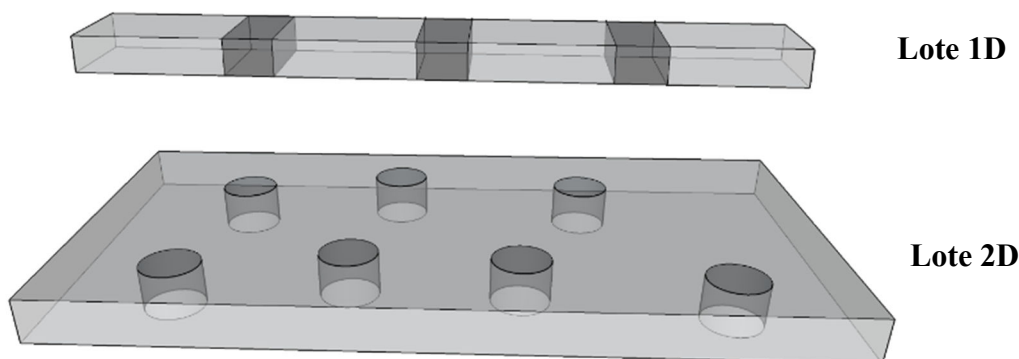
esquemática da extração do incremento. A cor preta indica as partículas que fazem parte do incremento e a cor branca as partículas que ficaram fora do incremento. Superior: correta delimitação do incremento; Meio: correta extração do incremento; Inferior: incorreta extração do incremento (a).

Fonte: Figura 3.6a adaptada de Pitard (1993) e Figura 3.6b adaptada de Petersen *et al.* (2005).

As possíveis alterações na integridade da amostra após a sua extração até o momento da sua análise constituem o Erro de Preparo do Incremento (EPI). Como exemplo, pode-se citar a contaminação da amostra por materiais externos, perda de material amostral, bem como modificações nas suas características físicas e químicas, entre outros (GY, 2004).

O primeiro requerimento para a realização de uma amostragem correta é a eliminação dos Erros da Amostragem Incorreta, que introduzem vieses para o processo. Já os Erros da Amostragem Correta, embora possam ser reduzidos, permanecem em certo grau, mesmo o processo da amostragem estando estruturalmente correto (ESBENSEN; WAGNER, 2014).

A conformação geométrica do lote de material a ser amostrado e a abordagem adotada para a extração dos incrementos influenciam na possibilidade de minimização ou eliminação dos erros da amostragem. Embora um lote de material possua um determinado formato tridimensional, este pode ser alterado no momento da amostragem, para facilitar a extração correta dos incrementos (PETERSEN *et al.*, 2005). A amostragem ideal é aquela por meio da qual o lote possa ser conformado em pilhas alongadas de pequena altura (espessura) e largura, de tal maneira que essas duas dimensões sejam incluídas, por inteiro, na delimitação do incremento (lotes 1D). O incremento nestes lotes é delimitado por dois planos paralelos (PITARD, 1993) (Figura 3.7). Porém, esta abordagem é dificultada quando se tratam de grandes quantidades de material.



**Figura 3.7** - Ilustração da dimensionalidade dos lotes. Nota: Em cinza escuro estão representados os incrementos a serem extraídos.

Fonte: O autor



Outra possibilidade é a configuração do lote de resíduos em um *layout* plano, cuja altura possa ser toda atravessada no momento da delimitação dos incrementos. Ou seja, inclui-se apenas uma dimensão do lote por inteiro (Lotes 2D) (Figura 3.7). Neste caso, a delimitação correta do incremento é um cilindro com seção transversal constante, isto é, que seja inserido por igual no material, ao longo da sua circunferência (PITARD, 1993).

Devido à fundamentação científica que sustenta a TAM, um método amostral que contemple os seus princípios tem o potencial de reduzir os erros da amostragem e possibilitar uma caracterização mais precisa de materiais heterogêneos, a exemplo de resíduos e leiras de compostagem. Porém, a implementação desse tipo de método requer o desenvolvimento de amostradores, a disponibilidade de espaço físico (superior aquele necessário para revolvimento das leiras e circulação de máquinas) e de máquinas agrícolas. Assim, a execução dessa amostragem demanda mais tempo, investimento financeiro e recursos humanos. Outra desvantagem é que a higienização dos instrumentos de coleta é comprometida, devido às características do amostrador (tamanho e material) e a introdução de máquinas agrícolas no processo da coleta.

### **3.10 Questões que motivaram a presente pesquisa**

As características do composto obtido a partir da FORSU são amplamente descritas, principalmente na literatura internacional. Da mesma forma também são conhecidos os fatores que influenciam na contaminação física, química e microbiológica do composto, aspectos abrangidos pelas normativas que regulam a sua comercialização como fertilizante orgânico ou condicionador de solo.

Todavia, ainda é desconhecida a variação que ocorre nas características físicas, químicas e físico-químicas do composto originado da FORSU, entre os lotes produzidos ao longo do tempo, em uma mesma unidade de compostagem. Apesar disso, também na normativa brasileira e de outros países, como a Espanha, são previstos limites para estas variações, de modo que o composto adquirido pelo produtor, nos diferentes períodos do ano, esteja de acordo com as características que constam na embalagem do produto. Isso se faz necessário pois determinadas alterações no composto (*e.g.* conteúdo de água, teor de N) podem influenciar na sua aplicação e no desenvolvimento das culturas.

Para que seja viável avaliar a amplitude dessas variações, são necessárias longas campanhas amostrais, que possibilitem abranger o efeito de diversos fatores (*e.g.* variações temporais nas

características físicas e químicas dos resíduos utilizados na montagem das leiras, as oscilações nas condições ambientais ao longo do ano, as mudanças nas rotinas operacionais) sobre o processo e, por consequência, sobre o composto. Além disso, faz-se necessário a avaliação não só do composto, mas também dos resíduos utilizados na compostagem e da mistura inicial das leiras, de modo a entender parte da variação do composto. Identificar os aspectos que influenciam na variação temporal das características do composto e o peso da sua influência é fundamental para que possam ser elaboradas estratégias em busca de uma maior padronização do produto.

A partir dos trabalhos já publicados é inviável avaliar a variação temporal nas características do composto, tendo em vista as limitações, principalmente devido ao baixo número de campanhas amostrais (lotes de compostos avaliados ao longo do tempo, em uma mesma unidade de compostagem), utilização de métodos de amostragem pouco representativos, quantidade de variáveis avaliadas e escala da compostagem. Além disso, a ausência de informações a respeito das características dos resíduos e do material das leiras, no início da compostagem, torna difícil explicar os motivos que causaram tais variações.

Na Tabela 3.17 são apresentados, a partir de dados da literatura, as faixas de variação de algumas características físicas, químicas e físico-químicas de compostos orgânicos entre os diferentes lotes produzidos em uma mesma unidade de compostagem. Também são calculadas, para estes compostos, as deficiências máximas de cada característica em relação ao seu valor médio, que consideramos o valor que seria declarado no produto, no ato do seu cadastro. Essa deficiência máxima é a medida de variação regulada pela normativa nacional, para fertilizantes e condicionadores de solo.

Nota-se, a partir da Tabela 3.17, que a deficiência máxima ( $\leq 15\%$  para a maioria das variáveis - Tabela 3.4) estabelecida pela normativa brasileira (IN SDA n° 25/2009 do MAPA), na maioria das vezes é excedida.

**Tabela 3.17** - Características físicas, químicas e físico-químicas do composto orgânico obtido em diferentes unidades de compostagem e deficiências máximas dessas características, entre os lotes produzidos.

Informações	Trabalhos publicados											
	Massukado (2008)			Hanc <i>et al.</i> (2017) <sup>b</sup>			Carneiro (2016) <sup>c</sup>			Krogmann (1999)		
Origem do composto	FORSU – SF			FORSU - SF			Resíduos agroindustriais			FORSU - SF		
Campanhas amostrais	9			4 (uma a cada estação)			21			4 (uma a cada estação)		
n	9			4			21			39		
Tipo de compostagem	Escala piloto			Escala de bancada			Escala real			Escala piloto		
Característica composto	<i>Min-Máx</i>	<i>Média</i>	<i>% Defic.</i>	<i>Min-Máx</i>	<i>Média</i>	<i>% Defic.</i>	<i>Min-Máx</i>	<i>Média</i>	<i>% Defic.</i>	<i>Min-Máx</i>	<i>Média</i>	<i>% Defic.</i>
pH em água <sup>a</sup>				7,4 – 8,7	7,9	6,3	7,7 - 9,2	8,4	8,3	6,5 – 7,5	7,1	8,45
Relação CO/N	8,3 - 12	10,2	<b><u>18,6</u></b>	18 - 33	24,5	<b><u>26,5</u></b>	11,4 – 17,5	13,9	<b><u>18,0</u></b>	9 - 14	12	<b><u>25,0</u></b>
Teor de MO (%)	30,1- 40,8	37,0	<b><u>18,7</u></b>	57 - 78	71	<b><u>19,7</u></b>						
Teor de CO (%)	16,7 - 23,5	20,5	<b><u>18,5</u></b>				15,0 – 20,9	17,7	<b><u>15,3</u></b>			
C. água (%)							28,8 – 37,3	34,5	<b><u>16,5</u></b>	31,4 – 58,0	44,2	<b><u>29,0</u></b>
Teor de N (%)	1,4 – 2,4	2,1	<b><u>33,3</u></b>	1,2-1,7	1,5	<b><u>20</u></b>	1,0 – 1,6	1,3	<b><u>23,1</u></b>	0,74 - 1,40	1,12	<b><u>33,9</u></b>
Teor de P (%)	0,39 – 0,59	0,45	13,3	0,16 - 0,23	0,19	<b><u>15,8</u></b>				0,14 - 0,29	0,21	<b><u>33,3</u></b>
Teor de K (%)	0,84 – 1,3	1,1	<b><u>23,6</u></b>	1,23 -1,98	1,66	<b><u>25,9</u></b>				0,95 - 1,49	1,24	<b><u>23,4</u></b>
Relação CTC/CO	9,2 – 17,6	15,1	<b><u>39,1</u></b>				15,1 – 30,7	21	<b><u>28,1</u></b>			

n: Quantidade de lotes de composto amostrados; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; MO: matéria orgânica; CTC: capacidade de troca de cátions; SF: separação na fonte; FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos; Min.: mínimo; Máx: máximo; % Defic: deficiência máxima apresentada pela variável em relação ao seu valor declarado (valor médio entre os lotes de composto analisados); <sup>a</sup> Krogmann (1999): pH em CaCl<sub>2</sub>; <sup>b</sup> Dados referentes ao composto obtido a partir de resíduos coletados em apartamentos (predominância de resíduos alimentares nos resíduos orgânicos destinados à compostagem); <sup>c</sup> A % de deficiência está superestimada pois os valores mínimos, máximos e médios apresentados pelo autor são referentes a todas as 105 amostras retiradas dos 21 lotes de composto (não foram apresentados os valores médios de cada lote de composto). Nota: **Em negrito e sublinhado**: tolerâncias à deficiência >15 %, valor usualmente estabelecido na IN n° 25/2009 do MAPA para esse tipo de regulação (BRASIL, 2009).

Em função da grande heterogeneidade das partículas dos resíduos utilizados na montagem das leiras, e das leiras, principalmente no início da degradação dos resíduos, é de fundamental importância a utilização de um método amostral representativo para as suas caracterizações. Isso é ainda mais indispensável devido às elevadas quantidades de massa de resíduos processadas em unidades de compostagem que operam em escala comercial, o que torna mais difícil essa representatividade. Massukado e Schalch (2010) citam que em função da dificuldade em se obter uma amostra representativa do material de leiras montadas com resíduos orgânicos domiciliares, e de ter sido impraticável a trituração dos mesmos, para reduzir sua heterogeneidade (resíduos entravam em trituradores e moinhos), não foi realizada a caracterização inicial desse material e tão somente do composto maturado.

Apesar da importância da amostragem ainda hoje são utilizadas técnicas não probabilísticas condenadas pela impossibilidade de gerarem amostras corretas, como a ‘*grab sampling*’ (GY, 2004). Na Tabela 3.18 são descritos os procedimentos de amostragem utilizados em alguns trabalhos nos quais fez-se a avaliação das características de leiras de grandes dimensões. Dos métodos citados, verifica-se uma predominância da *grab sampling*, ou seja, a obtenção da amostra a partir da retirada, com a mão, de pequenas porções de massa de composto em diferentes regiões da pilha, que são combinadas para formar uma amostra composta. Quando necessária redução de massa da amostra composta, é usual o emprego do quarteamento.

**Tabela 3.18** - Métodos de amostragem empregados em leiras de compostagem de grandes dimensões.

<b>Tipo de resíduo</b>	<b>Dimensões da pilha</b>	<b>Método de Amostragem</b>	<b>Referências</b>
FORSU	V: ~ 95 m <sup>3</sup> L x A x C (4 x 1,2 x 25 m)	<i>Grab sampling</i> : 5 subamostras por leira → 1 amostra composta <sup>b</sup>	Rasapoor <i>et al.</i> (2016)
FORSU + poda + lodo de esgoto	21 t resíduos	<i>Grab sampling</i> : Várias subamostras → 1 amostra composta	Heck <i>et al.</i> (2013)
Lodo de esgoto + poda	15 t de resíduos L x A x C (3 x 1,7 x 6 m)	<i>Grab sampling</i> : 10 subamostras por leira → 1 amostra composta	Moretti <i>et al.</i> (2015)
FORSU	5 t de resíduos L x A x C (1 x 1,5 x 5 m)	<i>Grab sampling</i> : 10 subamostras por leira → 1 amostra composta	Awasti <i>et al.</i> (2014)
Dejetos animais	-	Amostragem de acordo com o TMECC (THOMPSON <i>et al.</i> , 2001)	Brinton <i>et al.</i> (2012)
Resíduo alimentar	-	Amostragem de acordo com a norma BS EN 12579:2013 (BSI, 2013)	Malamis <i>et al.</i> (2017)

FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos; V: volume; L: largura, C: comprimento; A: altura. Nota: não foram mencionados os volumes das subamostras. <sup>b</sup> Utilizaram o quarteamento para redução de massa

Alguns trabalhos também citam que a amostragem do composto de acordo com a BS EN 12579:2013 '*Soil improvers and growing media. Sampling*', normativa europeia sobre métodos de amostragem para condicionadores de solo e substratos para plantas. Por ser esta normativa paga não foi possível o acesso ao seu conteúdo.

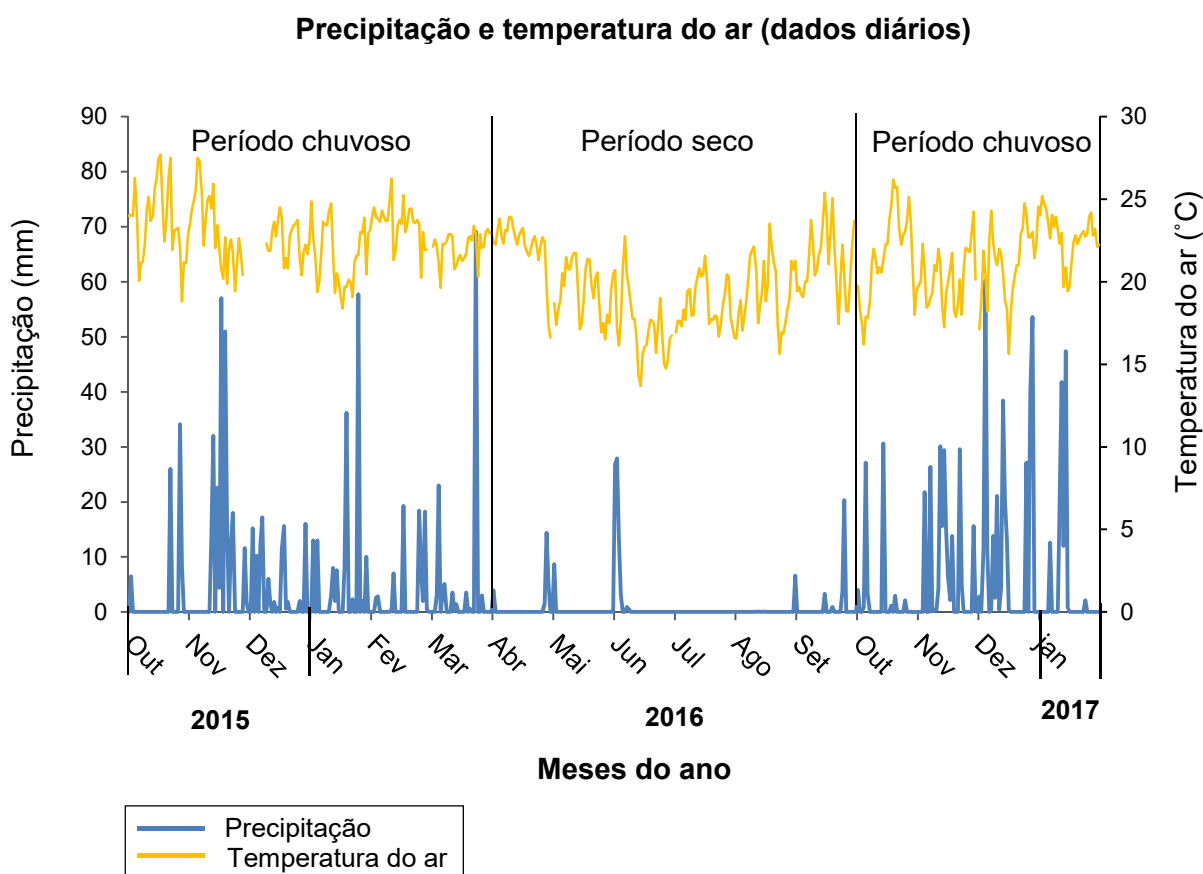
Em busca de uma melhor representatividade na amostragem desenvolveu-se, nessa pesquisa, um método baseado na Teoria da Amostragem de Pierre Gy. Pelo nosso conhecimento essa é a primeira vez que um método fundamentado nessa teoria é descrito e empregado na amostragem de RSU e do material de leiras de compostagem. Desenvolvida há mais de 60 anos, a TAM é a teoria científica mais completa sobre amostragem de resíduos heterogêneos e possui ampla divulgação em livros, artigos científicos e documentos técnicos.

Desse modo, são três as contribuições originais dessa pesquisa, (i) a descrição, implementação e avaliação de um método amostral representativo para amostragem de resíduos e leiras de compostagem, desenvolvido a partir da Teoria da Amostragem de Pierre Gy, (ii) a avaliação da variabilidade temporal nas características físicas, químicas e físico-químicas do composto produzido a partir da FORSU e a identificação dos fatores que provocam essa variação (iii) a quantificação da variabilidade espacial (heterogeneidade) dessas mesmas características em lotes de resíduos e leiras de compostagem, o que permite entender as imprecisões associadas à determinação de cada característica e, por consequência, a quantidade de amostras compostas necessárias para a sua adequada representatividade.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização da área de estudo e origem dos resíduos orgânicos

Belo Horizonte é a capital do estado de Minas Gerais, o qual pertence a região Sudeste do Brasil. Seu território é de 331,4 km<sup>2</sup> (IBGE, 2010) e a população estimada é de mais de 2,5 milhões de habitantes, sexta maior do país (IBGE, 2016). O clima local é caracterizado por apresentar precipitação anual média de 1463,7 mm, concentrada entre os meses de outubro a fevereiro. A temperatura média compensada anual é de 21,1 °C, sendo a média das mínimas de 16,7 °C e a média das máximas de 27,1 °C, conforme as Normais Climatológicas do Brasil de 1961-1990 (INMET, 2009). Os dados de precipitação e temperatura do ar diários, durante o período experimental, são apresentados na Figura 4.1.



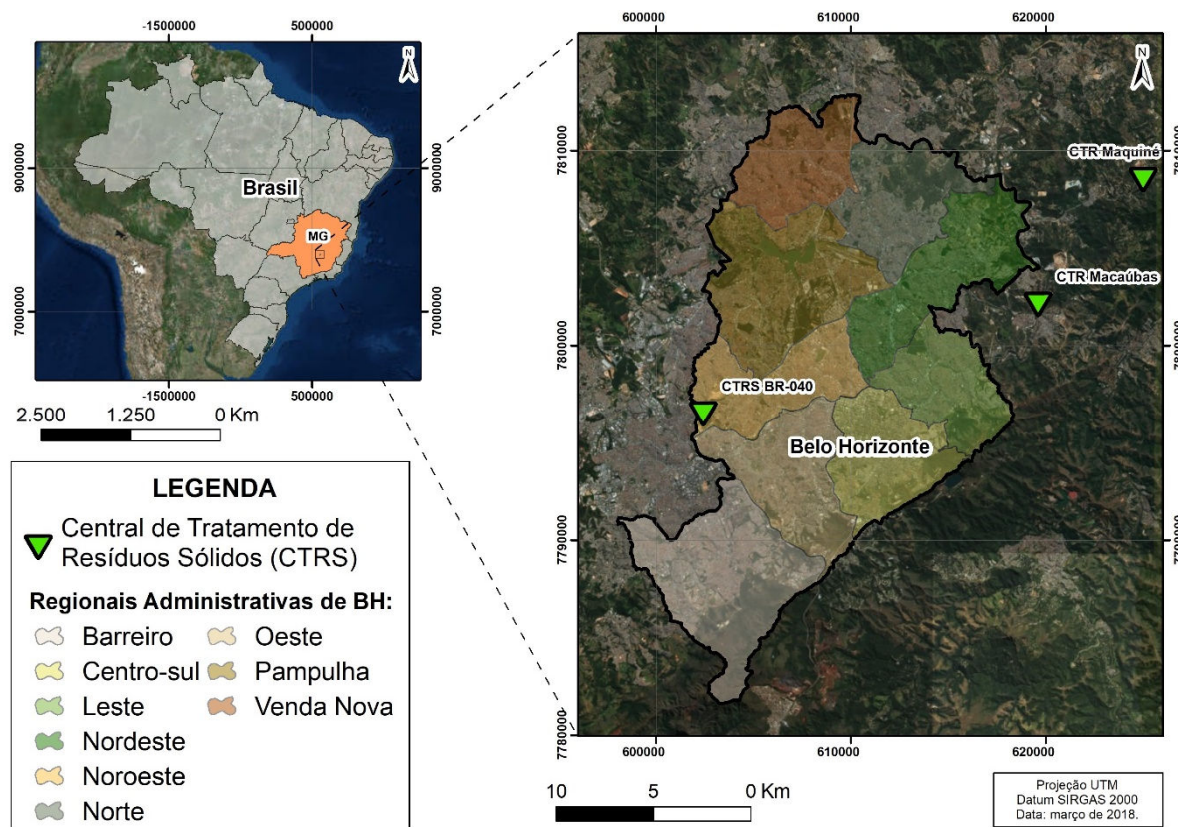
**Figura 4.1** – Dados diários de precipitação na unidade de compostagem e temperatura do ar em Belo Horizonte durante o período experimental. Nota: Os dados diários de temperatura são as médias das temperaturas medidas nos seguintes horários: 0:00, 03:00, 06:00, 09:00, 12:00, 15:00, 18:00, 21:00.

Fonte: Estação pluviométrica da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) da BR040/CEMIG e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (INPE, 2018).

A produção anual de RSU no município é superior a 817.000 toneladas, dos quais 2.180

toneladas (0,27 %) são compostados. No ano de 2016, aos resíduos alimentares corresponderam a 73,7 % da massa transformada por esta via, enquanto os resíduos verdes representaram os 26,3 % restantes (SLU, 2017).

A unidade de compostagem municipal a partir da qual são transformados esses resíduos encontra-se localizada nas instalações da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS), da Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) de Belo Horizonte, localizada às margens da rodovia BR-040 (Figura 4.2). Este é um dos locais de destinação final dos RSU de Belo Horizonte, sendo os demais locais dessa destinação a CTRS de Macaúbas (Sabará/MG) e a CTRS de Maquiné (Santa Luzia/MG), localizadas em municípios limítrofes com Belo Horizonte.



**Figura 4.2** - Localização geográfica dos locais de destinação dos RSU de Belo Horizonte, que são: CTRS da BR-040 (onde encontra-se localizada a unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte), CTR de Macaúbas e CTR de Maquiné.

Fonte: IBGE (2015)

Na Figura 4.3 é apresentada a imagem aérea da CTRS da BR-040, com indicação da localização da unidade de compostagem.





**Figura 4.3** – Localização da unidade de compostagem dentro da CTRs da BR 040.

Fonte: IBGE (2015).

Na Figura 4.4 é apresentada a imagem aérea da unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.



**Figura 4.4** - Imagem aérea da unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Fonte: Google Earth (Acesso em fevereiro de 2018).



Tal unidade conta com pátio pavimentado de 10.000 m<sup>2</sup> e tem capacidade para processar 20 t/dia de resíduos, mas atualmente recebe aproximadamente 6 t/dia, e opera com 30 % da sua capacidade (SLU, 2017).

Os resíduos alimentares empregados na compostagem foram aqueles provenientes da coleta seletiva de orgânicos, feita em aproximadamente 40 estabelecimentos comerciais cadastrados no projeto da prefeitura, tais como sacolões, restaurantes, supermercados e outros similares. A localização desses estabelecimentos se restringia a quatro regiões administrativas de Belo Horizonte: Noroeste, Nordeste, Oeste e Centro-Sul. Já os resíduos verdes corresponderam à poda de árvores (troncos, galhos e folhas) da arborização pública de ruas, jardins, praças e parques, oriundos de duas regiões administrativas: Barreiro e Oeste. O composto orgânico produzido tinha como destino projetos paisagísticos de praças e parques do município. Além disso, o produto também estava disponível para venda a um custo de R\$ 217,41 a tonelada.

#### **4.2 Recebimento e preparo dos resíduos na unidade de compostagem**

Diariamente (segunda a sábado) eram recebidos dois caminhões de resíduos alimentares (Figura 4.5) na unidade de compostagem, provenientes de duas rotas distintas de coleta.

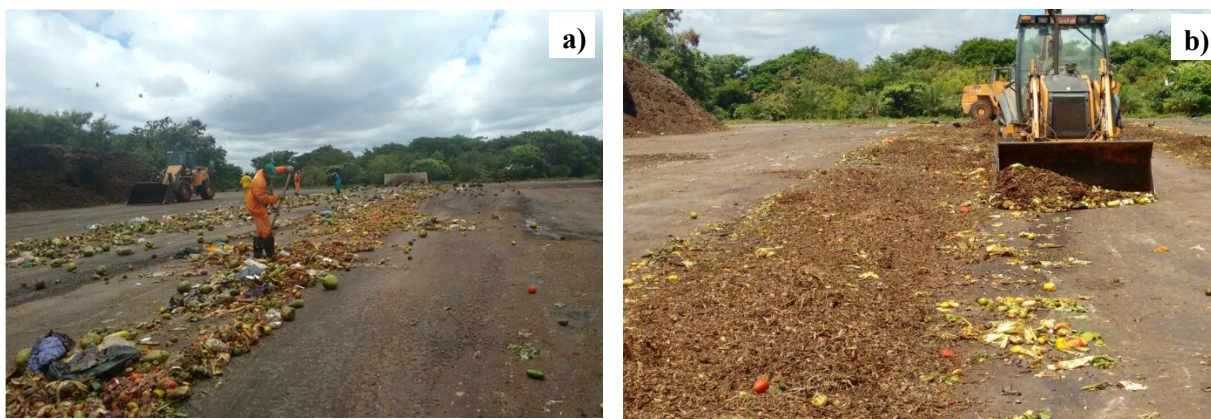


**Figura 4.5** - Descarga dos resíduos alimentares no pátio de compostagem (a) e resíduos acumulados antes da triagem dos materiais não compostáveis (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

No material coletado pelo caminhão que fazia a rota 'A' prevaleciam os resíduos de frutas e hortaliças *in natura*, provenientes de sacolões, havendo pequena presença de resíduos de refeições e do preparo de alimentos, provenientes de restaurantes. No caminhão que fazia a

rota 'B' os resíduos de restaurante (RR) estavam presentes em maior proporção do que na rota A, embora igualmente na rota B houvesse a presença de resíduos de sacolões. Este último tipo de resíduo era elevado nas duas rotas, mas o que as diferenciava eram as quantidades de resíduos de restaurante. Desse modo, identificamos a rota 'A' como aquela com menor quantidade de resíduos de restaurante (Rota 'A' – menos RR) e a rota 'B' como aquela com maior quantidade desses resíduos (Rota 'B' – mais RR).

Com a descarga desses caminhões os resíduos alimentares eram espalhados em pátio impermeabilizado, a fim de se proceder a remoção de materiais não compostáveis, principalmente embalagens plásticas e de papelão, pedaços de madeira e cocos (Figura 4.6a). Após a triagem dos resíduos alimentares, era feita a sua mistura com os resíduos de poda triturados (Figura 4.6b).



**Figura 4.6** - Resíduos alimentares espalhados no pátio para triagem dos resíduos não compostáveis (a) e resíduos de poda de árvores misturados aos resíduos alimentares (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

Os resíduos de poda de árvores, assim que recebidos, eram espalhados sobre o pátio para secagem ao natural (Figura 4.7).



**Figura 4.7** - Resíduos de poda de árvores após o seu recebimento no pátio de compostagem (a) e resíduos da poda de árvores espalhados para secagem ao natural (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

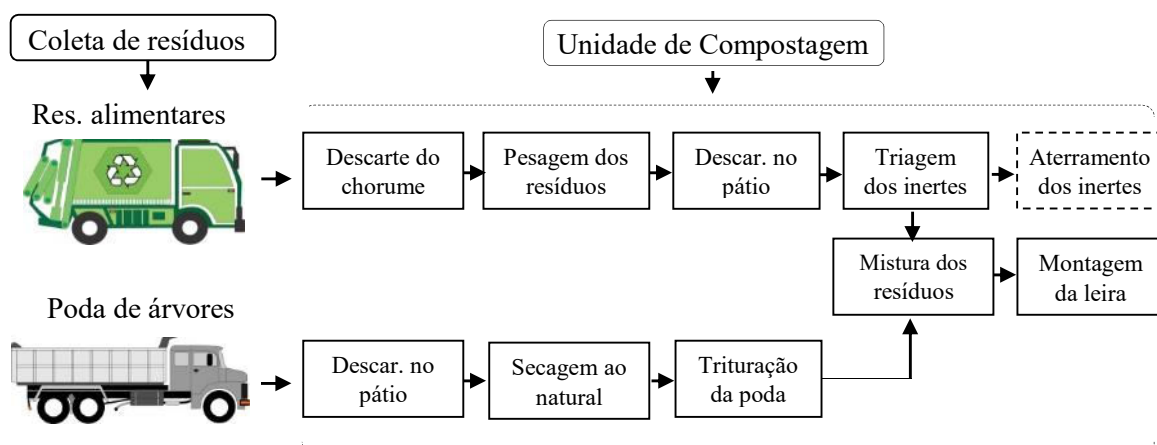


Quando secos, eram triturados com auxílio de um triturador de toras de grande porte, modelo PTL 300, marca Lippel (Agrolândia/SC) (Figura 4.8a), de modo a se obter um tamanho adequado de partículas para a compostagem. Diariamente parte desses resíduos era utilizada para a mistura com os resíduos alimentares, como mostrado na Figura 4.6b. Grandes quantidades de poda triturada ficavam armazenadas em montes no pátio de compostagem (Figura 4.8b).



**Figura 4.8** - Triturador de toras (a) e monte de armazenamento da poda de árvores triturada (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

O fluxo dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores é ilustrado na Figura 4.9.



**Figura 4.9** - Fluxo dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores desde a entrada na unidade de compostagem até a montagem das leiras.

Fonte: A autora.

### 4.3 Montagem das leiras e condições operacionais da compostagem

Após ter sido realizada a triagem dos resíduos alimentares e ter sido incorporada a poda de árvores aos mesmos, esta mistura era acumulada no pátio (Figura 4.10a). Ao final de uma semana, o montante de resíduos acumulados era utilizado para a montagem da leira, em geometria triangular, com altura entre 1,5 e 1,8 m, largura da base entre 3,4 e 4 m e extensão variável, em função da quantidade de massa acumulada (Figura 4.10b). Dessa forma, embora os resíduos alimentares fossem recebidos diariamente, era montada apenas uma leira por semana.



**Figura 4.10** - Monte de resíduos alimentares e resíduos de poda acumulados no pátio durante a semana (a) e leira com 8 dias, montada a partir desses resíduos (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

A compostagem era conduzida no sistema *windrow*, com revolvimentos mecanizados (pá carregadeira). Para a manutenção do conteúdo de água e de oxigênio nas leiras fazia-se o seu umedecimento semanal, com água da torneira, (Figura 4.11a), entre os 15 e 90 dias de processo, enquanto os revolvimentos eram efetuados três vezes por semana, nos primeiros 90 dias, e uma vez por semana, nos meses subsequentes (Figura 4.11b).



**Figura 4.11** – Adição de água (a) e revolvimento das leiras (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.



Porém, muitas vezes estes procedimentos não eram seguidos em virtude da falta de supervisão das atividades no pátio de compostagem, indisponibilidade de tempo, defeitos nas máquinas agrícolas, entre outros fatores.

A compostagem ocorria ao longo de 120 dias (Figura 4.12a), quando, em virtude da relação  $CO/N \leq 20$ , considerava-se o composto pronto para uso. O tempo de compostagem necessário para o atendimento a esta relação  $CO/N$  foi estabelecido em função de dados históricos das análises da variável. Após os 120 dias de compostagem o composto era armazenado no pátio, em formato cônico, até a sua demanda (Figura 4.12b).



**Figura 4.12** - Leira com 120 dias de compostagem (a) e disposição das leiras no pátio durante o armazenamento do composto (b). CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

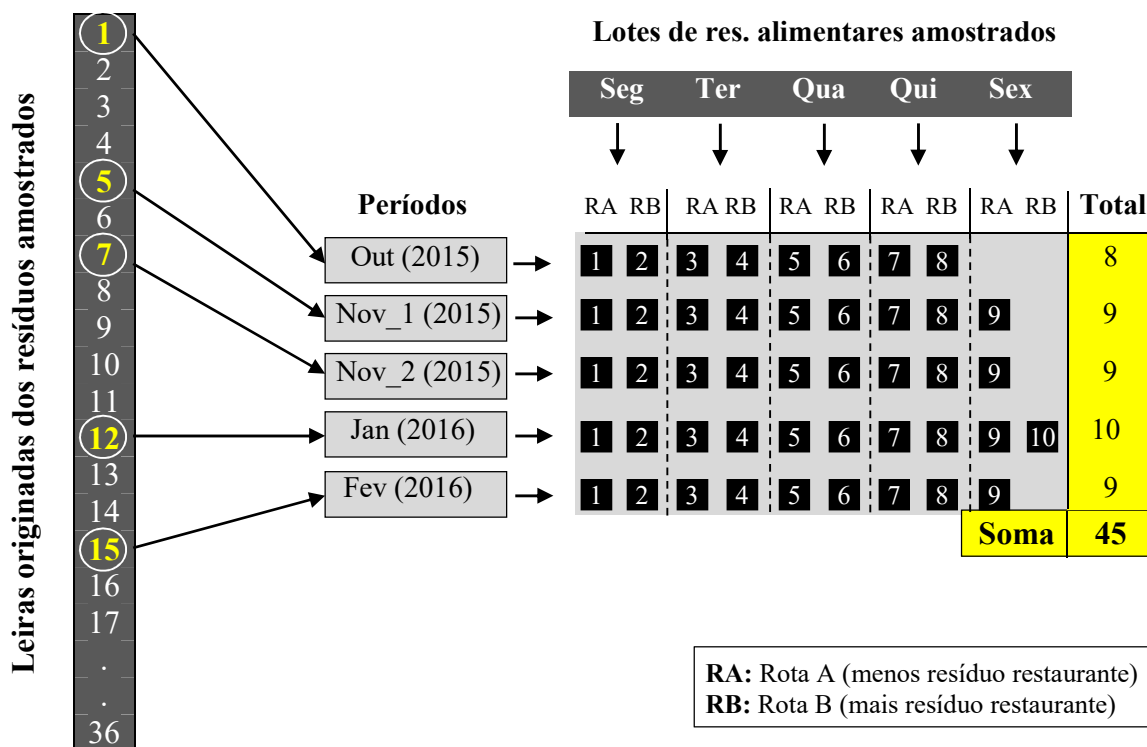
#### **4.4 Amostragem dos resíduos e das leiras de compostagem**

##### **4.4.1 Freqüências de amostragem dos resíduos alimentares e da poda de árvores**

Os resíduos alimentares provenientes das rotas 'A' (menos RR) e 'B' (mais RR), após triados, foram amostrados, individualmente, por cinco semanas, distribuídas entre outubro de 2015 e fevereiro de 2016 (estações da primavera e do verão, na região em que o experimento foi conduzido). Cada semana de amostragem compreendeu a coleta dos resíduos de cada rota uma vez por dia, cinco dias por semana (de segunda a sexta-feira). Embora a poda não fosse recebida diariamente, destinava-se uma quantidade dos resíduos de poda, que estavam armazenados no pátio, para cada caminhão de resíduos alimentares que adentrava a unidade de compostagem. Dessa forma, a frequência de amostragem dos resíduos de poda foi a mesma que a dos resíduos alimentares.

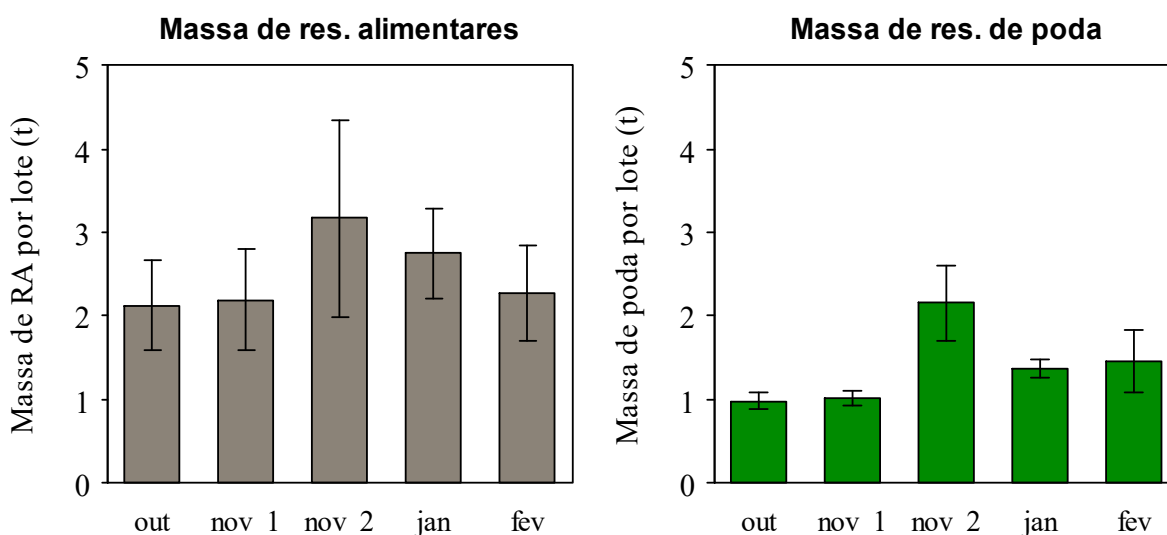
Os resíduos alimentares foram amostrados 45 vezes no total, e os resíduos de poda por 48 vezes. O número de lotes amostrados em cada período (semana) do ano variou de 8 a 10, para

ambos os tipos de resíduos. A amostragem dos lotes de resíduos alimentares e as leiras originadas a partir desses resíduos são ilustrados na Figura 4.13.



**Figura 4.13** - Demonstração esquemática dos períodos de amostragem dos lotes de resíduos alimentares.

As quantidades médias de massa amostrada por lote de resíduos alimentares e de resíduos de poda, em cada período do ano, são apresentadas na Figura 4.14.



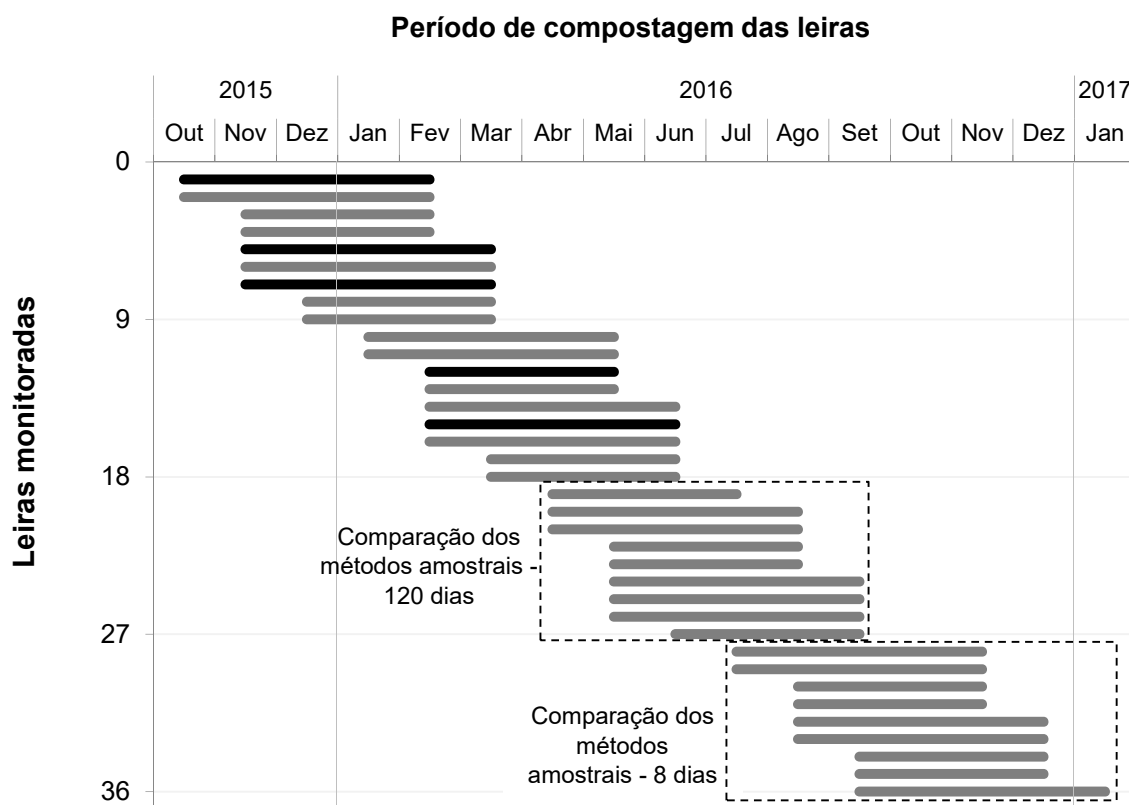
**Figura 4.14** - Média e desvios-padrão das massas (matéria natural) de resíduos alimentares e de resíduos de poda de árvores em cada lote amostrado, por período do ano.

Fonte: Gráficos elaborados a partir de dados fornecidos pela SLU (dados não publicados).

#### 4.4.2 Frequências de amostragem do material das leiras de compostagem

Ao longo de um ano eram montadas 52 leiras (uma leira por semana) na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, das quais 36 foram amostradas no presente estudo, distribuídas igualmente nas quatro estações do ano. Cada leira foi amostrada em dois períodos, aos 8 dias, que corresponde ao início da degradação dos resíduos, e aos 120 dias, quando considerou-se o composto pronto para uso (em função da relação CO/N). As campanhas amostrais compreenderam o período de outubro de 2015 a janeiro de 2017.

O período de compostagem de cada leira é apresentado na Figura 4.15 e na Figura 4.24 (que será apresentada na seção 4.6.3.1) as leiras são classificadas por período do ano (chuvoso, chuvoso/seco e seco) em que foram compostadas. Também na Figura 4.15 são identificadas as leiras que tiveram os seus resíduos amostrados e aquelas cujas amostras coletadas foram utilizadas para comparação entre os métodos de amostragem.



**Figura 4.15** - Período de compostagem das leiras monitoradas e identificação das leiras em que foram comparados os métodos de amostragem da TAM e do *trier*. Nota: A cor preta indica as cinco leiras que tiveram seus resíduos caracterizados dos 0-5 dias (segunda a sexta-feira) antes da sua montagem (8 dias).

### **4.4.3 Métodos de amostragem para a caracterização dos resíduos e das leiras de compostagem**

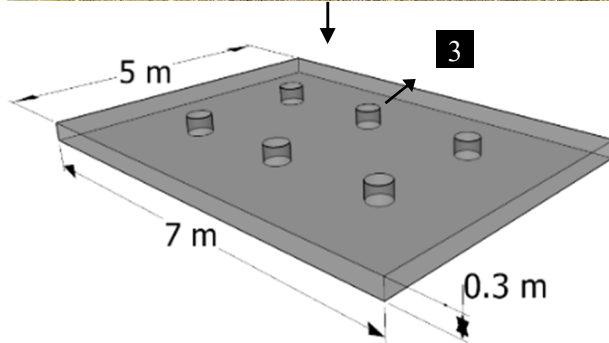
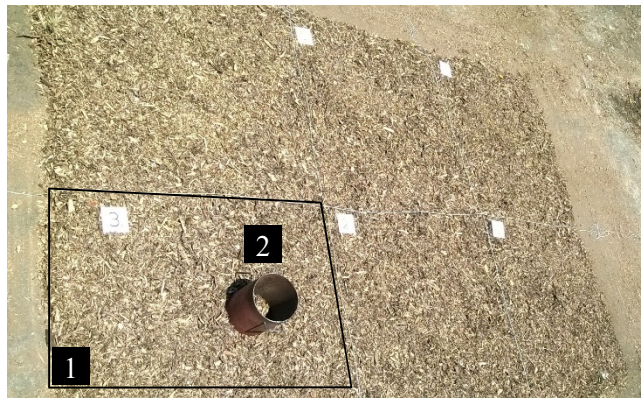
#### **4.4.3.1 Método baseado na Teoria da Amostragem de Pierre Gy ('Método da TAM')**

Para a caracterização física, química e físico-química dos resíduos alimentares, da poda de árvores e do material das leiras de compostagem (8 e 120 dias) foi desenvolvido um método que contempla os princípios da TAM (PITARD, 1993). Os procedimentos adotados para a sua execução são descritos na sequência.

Inicialmente, com auxílio de uma pá carregadeira, os resíduos ou as leiras a serem amostrados foram configurados em um plano tridimensional, quadrático ou retangular (dependendo do espaço de pátio e do número de incrementos), cujas dimensões variaram em função da matriz em questão (Figura 4.16 e Figura 4.17).



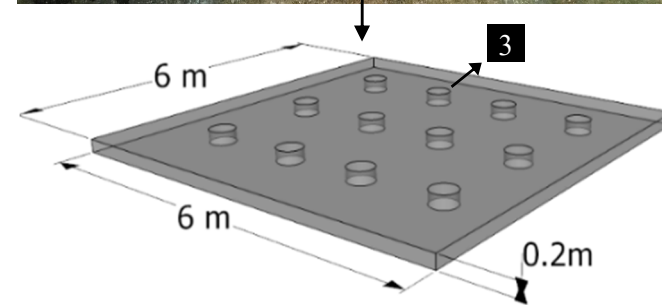
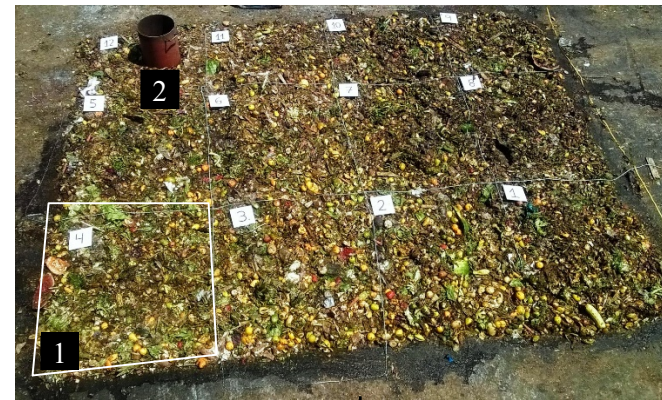
## Poda de árvores



6 incrementos

**2 amostras compostas**

## Resíduos alimentares



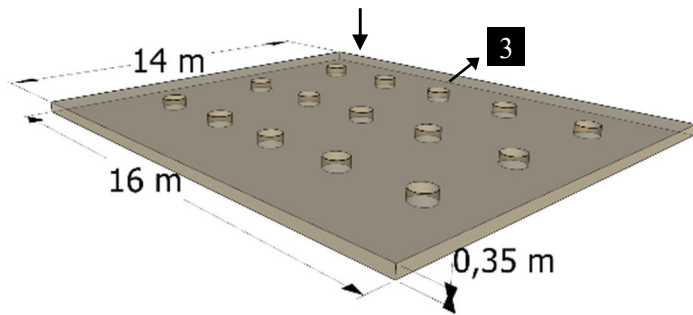
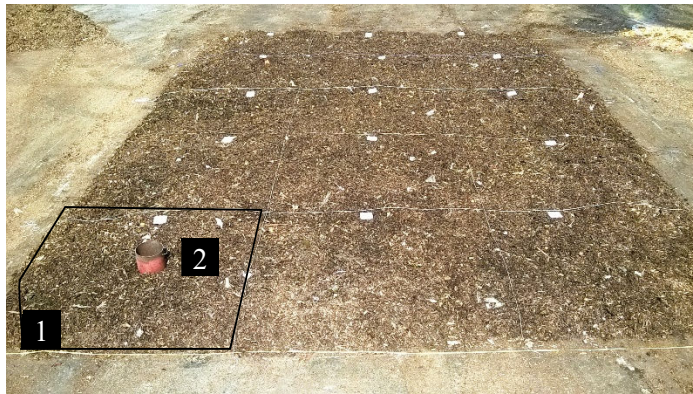
12 incrementos

**4 amostras compostas**

**Legenda** 1 Parcela 2 Amostrador 3 Incrementos

**Figura 4.16** - Características dos planos tridimensionais confeccionados com a poda de árvores e com os resíduos alimentares para a amostragem pelo método da TAM e identificação do número de incrementos e amostras compostas. Nota: As dimensões são valores aproximados.

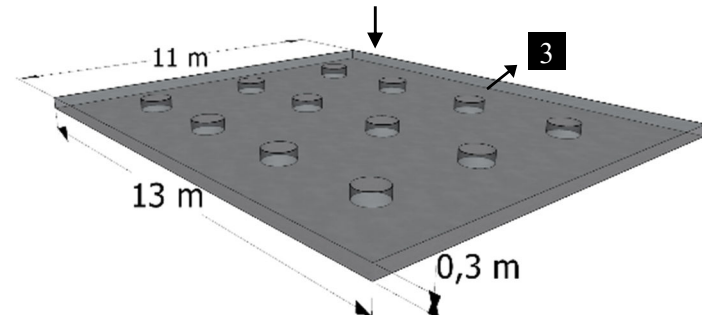
### Leira 8 dias



15 incrementos

5 amostras compostas

### Leira 120 dias



12 incrementos

4 amostras compostas

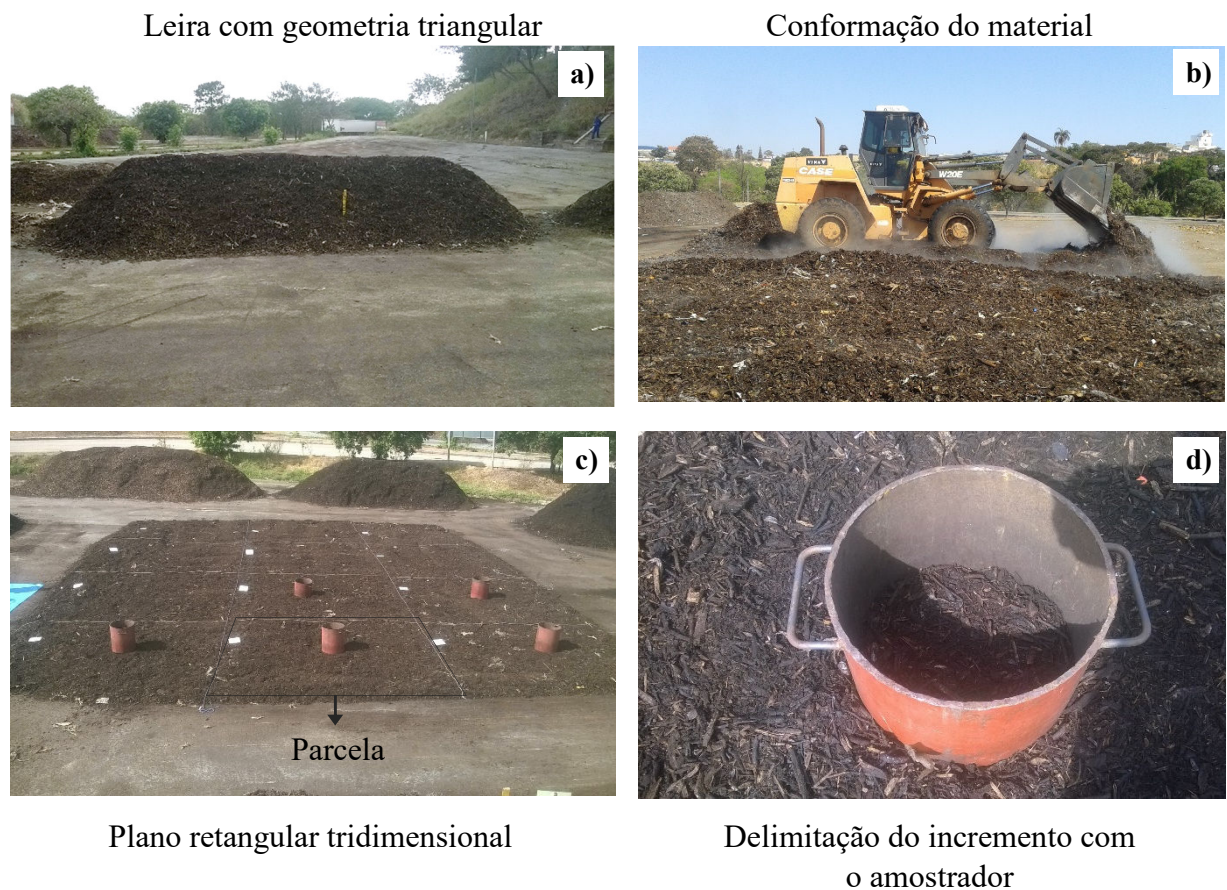
**Legenda** 1 Parcela 2 Amostrador 3 Incrementos

**Figura 4.17** - Características dos planos tridimensionais confeccionados com as leiras aos 8 e 120 dias para a amostragem pelo método da TAM e identificação do número de incrementos e amostras compostas. Nota: As dimensões são valores aproximados.



Na sequência, a área do plano a ser amostrado foi dividida em quantidade de parcelas<sup>7</sup> equivalentes à quantidade de incrementos a serem extraídos. Essa distribuição sistemática dos incrementos na área a ser amostrada é uma estratégia considerada adequada quando se espera a ocorrência de heterogeneidade aleatória das características de interesse, na distribuição espacial do material (USEPA, 2002). Fez-se, então, a identificação das parcelas, de modo aleatório. Na sequência, cada incremento foi delimitado com auxílio de um amostrador cilíndrico de ferro com diâmetro de 0,4 m e altura de 0,5 m, que atravessou toda a profundidade do plano tridimensional.

As etapas do procedimento amostral para as leiras em estágio final de compostagem são ilustradas na Figura 4.18.



**Figura 4.18** – Ilustração das etapas do procedimento amostral desenvolvido a partir TAM para a leira aos 120 dias de compostagem. CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

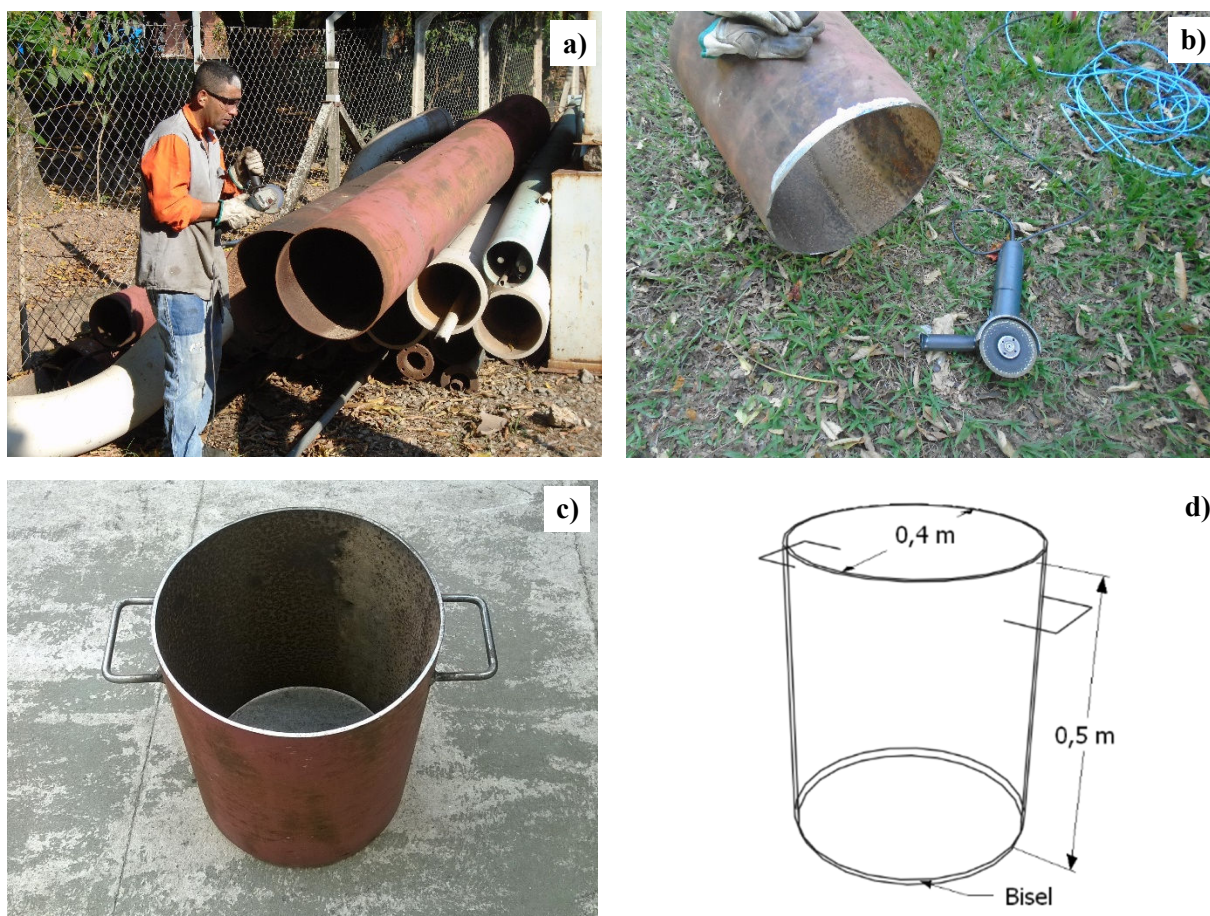
Nos resíduos alimentares a inserção do cilindro foi feita manualmente, enquanto que nos resíduos de poda e no material das leiras (8 e 120 dias) este procedimento foi mecanizado, com auxílio da concha da pá carregadeira, devido à maior resistência do material. Por fim, o

<sup>7</sup> Diz respeito a área dentro da qual o incremento será extraído

conteúdo de cada incremento (material alocado dentro do cilindro) foi coletado manualmente e reservado para posterior mistura com os outros incrementos, para formar as amostras compostas. Foi utilizada uma cavadeira reta com o objetivo de descompactar os resíduos/composto e possibilitar a retirada dos incrementos de dentro dos cilindros.

O amostrador cilíndrico foi confeccionado com diâmetro 3 a 4 vezes superior ao do diâmetro dos fragmentos mais grosseiros dos resíduos (GY, 2004). Embora houvesse quatro diferentes matrizes, por questões práticas (reduzir o tempo de amostragem) e financeiras, optou-se por confeccionar várias unidades do mesmo amostrador (0,4 m de diâmetro e 0,5 m de altura).

Como os resíduos alimentares apresentam os maiores tamanhos de partículas, dentre todas as matrizes, o diâmetro do amostrador foi calculado com base nas suas características. Devido a espessura da parede do cilindro, de 0,005 m, fez-se o seu fundo biselado para facilitar a inserção no material. As etapas da confecção do amostrador e as suas dimensões são apresentadas na Figura 4.19.



**Figura 4.19** - Corte do tubo de ferro para confecção do amostrador (a) biselamento do fundo do amostrador (b) amostrador pronto (c) e suas dimensões (d).

A quantidade de incrementos retirados dos planos tridimensionais e a quantidade de amostras compostas confeccionadas a partir dos mesmos foram diferentes para as quatro matrizes, devido às suas diferenças quanto a quantidade de massa e heterogeneidade de partículas. Porém, as amostras compostas de todas as matrizes foram confeccionadas sempre pela combinação de três incrementos. O número de incrementos e amostras compostas para os resíduos alimentares e resíduos de poda são mostrados na Figura 4.16 e para as leiras aos 8 e 120 dias, na Figura 4.17.

Priorizou-se por coletar o máximo número de amostras compostas por matriz que viabilizasse a sua coleta em campo e análise em laboratório. O número de incrementos por amostra composta (três incrementos, como já citado) ficou restrito em virtude do elevado volume de resíduo/composto coletado por incremento, de modo a reduzir a variância do erro fundamental da amostragem (EFA) (GY, 2004).

As amostras compostas, obtidas após a combinação dos incrementos, tiveram suas massas reduzidas por meio da técnica da pá fracionária (USEPA, 2002; GY, 2004). Para tanto, o conteúdo de cada amostra foi dividido em  $n$  frações (potenciais amostras) de igual volume. Uma dessas frações foi selecionada aleatoriamente e fracionada novamente, até que se obtivesse uma massa adequada (1 kg) para compor a amostra a ser levada ao laboratório. Esta técnica mostra-se mais efetiva na redução do fator de agrupamento das partículas, comparada ao quarteamento. Além disso, é mais reprodutível uma vez que contém maior número de incrementos aleatórios em cada potencial amostra (PITARD, 1993).

Na Figura 4.20 é ilustrada a obtenção da amostra composta e a sua redução de massa, em leiras com 120 dias.

Devido à grande heterogeneidade dos resíduos alimentares, estes foram triturados (após a redução de massa) em triturador de resíduos orgânicos, modelo TR 200, da marca Trapp (Jaraguá do Sul/SC).



Incrementos reservados para perfazer as 4 amostras compostas



Incrementos misturados para perfazer uma das amostras compostas



Redução de massa da amostra composta  
( $n = 4$ )

Homogeneização da amostra composta

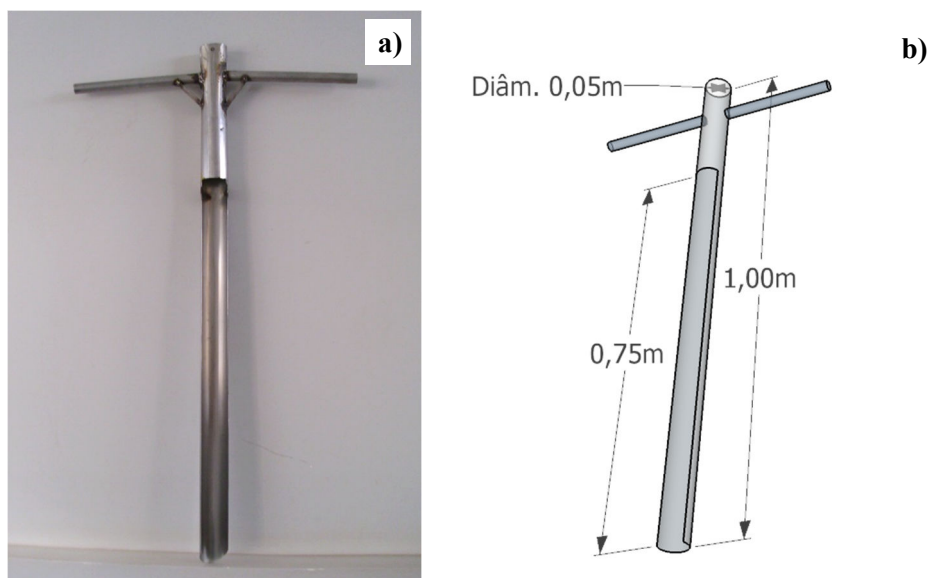
**Figura 4.20** – Ilustração da obtenção de uma amostra composta e da sua redução de massa, na leira com 120 dias de compostagem. CTRS BR-040, Belo Horizonte, 2016.

#### 4.4.3.2 Método baseado na NBR 10.007:2004 (‘Método do *Trier*’)

O método do *trier* foi utilizado para a obtenção das amostras para a análise de *E. coli* das leiras, aos 8 e 120 dias de compostagem. Seu emprego objetivou evitar a contaminação das leiras pela introdução de ferramentas e máquinas agrícolas no processo. Também foram caracterizadas quimicamente as amostras de nove leiras coletadas com o *trier*, de modo a comparar os resultados desse método com aqueles obtidos a partir do método da TAM. No início da compostagem (8 dias) foram caracterizadas as leiras 28 a 36 por este método e no final da compostagem (120 dias) as leiras 19 a 27, conforme identificado na Figura 4.15.

A amostragem com o emprego do *trier* foi adaptada da NBR 10.007 (ABNT, 2004). O amostrador foi confeccionado em aço inox, com diâmetro de 0,05 m e comprimento de um metro (Figura 4.21), o que lhe conferiu capacidade de amostragem de um litro, volume mínimo recomendado pelo TMECC para um incremento (THOMPSON *et al.*, 2001). Embora

este diâmetro excluísse alguns tamanhos de partículas de serem amostradas, principalmente aos 8 dias, diâmetros superiores dificultariam/inviabilizariam a inserção do amostrador.

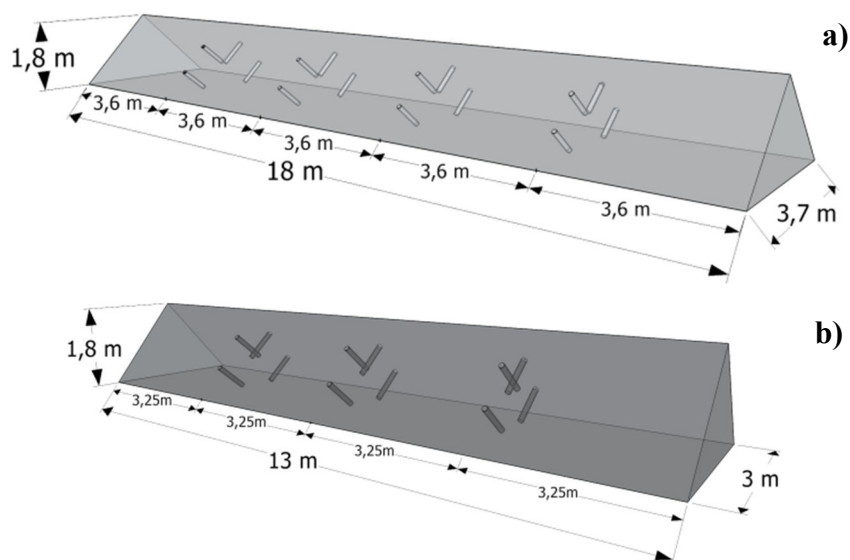


**Figura 4.21** - Amostrador *trier* utilizado na amostragem das leiras de compostagem (a) e suas dimensões (b).

Definiram-se duas alturas do perfil da leira para amostragem, a primeira localizada entre o topo e o meio da leira, e a segunda altura localizada entre o meio e a base. O *trier* foi introduzido obliquamente no resíduo. O outro ponto de amostragem previsto na normativa (a partir da inserção vertical do amostrador do topo ao centro da leira) não foi amostrado, em função da dimensão das leiras. Estabeleceu-se a coleta de duas amostras compostas, uma em cada lado da leira.

Os incrementos que dariam origem a estas amostras foram definidos com base em uma estratégia de amostragem sistemática. Aos 8 dias, as amostras compostas foram obtidas a partir da combinação de oito incrementos retirados de duas alturas, em quatro intervalos equidistantes ao longo da extensão da leira (Figura 4.22a).

Aos 120 dias, procedeu-se da mesma maneira, mas o número de incrementos para perfazer a amostra composta foi reduzido para seis, retirados de três intervalos ao longo da sua extensão (Figura 4.22b).



**Figura 4.22** - Pontos de amostragem nas leiras aos 8 dias (a) e 120 dias de compostagem (b). Nota: as dimensões são valores aproximados.

Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.5 Métodos analíticos

Amostras *in natura* foram utilizadas para as determinações de pH, conteúdo de água e contagem de *E. coli*. Para a quantificação das demais variáveis, as amostras foram secas a 65 °C até massa constante e, então, moídas em moinho de panela (à exceção da análise de matéria orgânica, realizada na amostra bruta, previamente seca a 105 °C). O pH dos resíduos alimentares, da poda de árvores e do material das leiras, aos 8 dias de compostagem, foi analisado em suspensão preparada com água destilada, enquanto aos 120 dias de compostagem realizou-se a sua leitura em suspensão preparada com água destilada e em solução de cloreto de cálcio (0,01 mol L<sup>-1</sup>), na proporção da amostra com a respectiva solução de 1:5 (m/v), de acordo com Silva (2009). A leitura do pH foi feita com auxílio de um potenciômetro de bancada.

As análises do conteúdo de água e teor de matéria orgânica (MO) foram conduzidas segundo procedimento metodológico 2540G, proposto em APHA (2012). Para a avaliação do conteúdo de água as amostras foram secas a 105 °C até massa constante e para determinação do teor de MO procedeu-se a ignição dessas em forno mufla, à 550 °C, até massa constante. O carbono total (CT) foi calculado a partir dos teores de MO, com o emprego de fatores de conversão gerados em leituras de CT por combustão no módulo para amostra sólida (SSM-5000A) do analisador TOC-VCPN (Shimadzu, Japão). O limite de detecção do equipamento é de até 30 mg de CT. O carbono orgânico (CO) também foi estimado a partir dos teores de MO, utilizando-se fatores de conversão gerados a partir da análise de CO por oxidação com



dicromato de potássio em meio ácido (KIEHL, 1985), na ausência de fonte externa de aquecimento, de modo a se obter o carbono facilmente oxidável. Na Tabela 4.1 são apresentados os fatores de conversão citados e a equação utilizada nas estimativas do CT e do CO.

**Tabela 4.1** - Fatores de conversão da MO em CT e CO para todas as matrizes estudadas.

Matrizes	n	Fatores	DP (%)	CV (%)	Estimativa do carbono
<i>Carbono total</i>					
Res. alimentares	50	1,777	0,06	3,4	CT = MO/1,777
Poda de árvores	50	1,686	0,04	2,6	CT = MO/1,686
Compostagem (8 dias)	50	1,715	0,03	2,0	CT = MO/1,715
Compostagem (120 dias)	50	1,629	0,04	2,3	CT = MO/1,629
<i>Carbono orgânico</i>					
Res. alimentares	16	2,424	0,04	1,5	CO = MO/2,424
Poda de árvores	16	2,194	0,05	2,4	CO = MO/2,194
Compostagem (8 dias)	50	2,236	0,03	1,3	CO = MO/2,236
Compostagem (120 dias)	50	2,243	0,06	2,6	CO = MO/2,243

n: número de análises utilizadas na geração do fator de conversão; CT: carbono total; CO: carbono orgânico; MO: matéria orgânica; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

A análise do carbono solúvel em água ( $C_{sol_{H_2O}}$ ) foi realizada de acordo com Zmora-Nahum *et al.* (2005). Para tanto fez-se um extrato aquoso com resíduo/composto e água deionizada na proporção de 1:10 (massa/volume), sendo 4 g de resíduo/composto seco e 40 mL de água deionizada. O extrato foi agitado a 210 rpm por 2 h, em temperatura ambiente. A suspensão foi centrifugada a 10.000 rpm (centrífuga) por 10 min e o sobrenadante filtrado em filtro de membrana PTFE de 0,45  $\mu$ m de poro (Analítica, SP, Brasil), previamente acoplado a uma seringa de 25 mL. A leitura do carbono solúvel em água do filtrado foi realizada no analisador TOC-VCPN da marca Shimadzu.

O nitrogênio total (N) foi analisado pelo método *Kjeldahl*, modificado pela introdução do ácido salicílico, para a quantificação do N nas formas de nitrato e de nitrito. O procedimento envolve a digestão da amostra e sua posterior destilação por arraste à vapor (BREMNER, 1996). A relação CO/N foi calculada a partir das estimativas de CO e N da amostra. A Capacidade de Troca de Cátions (CTC) foi determinada pelo método do acetato de cálcio em pH neutro (pH= 7,0), de acordo com Alcarde (2009). Para o cálculo da relação CTC/CO foi utilizada a razão numérica entre a CTC, em  $mmol_c kg^{-1}$ , e o CO, em porcentagem mássica.

Foi utilizada digestão ácida, segundo o método 3050B da USEPA (1996) para as extrações de fósforo total (P) e potássio total (K). O P foi analisado pelo método colorimétrico do ácido

molibdovanofosfórico, proposto pela Embrapa (SILVA, 2009), e sua leitura se deu em espectrofotômetro visível, modelo DR 2800 (Hach, Alemanha). O teor de K foi determinado em espectrofotômetro de absorção atômica com chama, modelo 932 plus (GBC, Austrália).

Os metais pesados não foram analisados, pois já é consolidado na literatura que o emprego da coleta seletiva é suficiente para garantir que os teores desses contaminantes no composto sejam inferiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação (MASSUKADO; SCHALCH, 2010; SAHA *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2013).

O número mais provável (NMP) de *Escherichia coli* (*E. coli*) foi determinado pelo método do substrato cromogênico (*Colilert*) e quantificado pelo sistema *Quanti-Tray/2000*, segundo metodologia descrita no *Standard Methods for Water and Wastewater* (APHA, 2012) adaptada para resíduos sólidos (KRAMER; LIU, 2002). Para a análise utilizaram-se 10 g da amostra *in natura* em 100 mL de água de diluição estéril, preparada segundo procedimento 9050 C descrito em APHA. A solução foi homogeneizada em agitador horizontal (*shaker*), a 300 rpm, por 10 minutos. A partir da primeira diluição ( $10^{-1}$ ), seguiram-se as diluições seriadas, em água destilada estéril. A contagem do NMP/100 mL de *E. coli* foi realizada após a incubação das cartelas *Quanti-Tray/2000* com a amostra, a 35 °C, por 24 horas. Os resultados foram convertidos para NMP g<sup>-1</sup> ST, a partir da Equação 4.1, descrita por Kramer e Liu (2002):

$$\frac{\text{NMP}}{\text{g}_{\text{ST}}} = \frac{\text{NMP}_{100 \text{ mL}}}{\left( \frac{\text{Amostra}_{\text{seca}} (\text{g})}{\text{Amostra}_{\text{in natura}} (\text{g})} \right) \cdot (\text{Diluição})} \quad (4.1)$$

Não foi possível a realização do monitoramento da temperatura no material das leiras, na maioria das leiras, devido a problemas nas sondas termopares, no início do período experimental. Esses problemas foram decorrentes do rompimento dos filamentos internos das sondas, ocasionados pela deformação das mesmas ao serem introduzidas nas leiras, devido à grande compactação do material.

Todas as análises físicas, químicas e físico-químicas citadas (a exceção da leitura de K) foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMG. As análises microbiológicas foram determinadas no Laboratório de Microbiologia do mesmo Departamento. A leitura de K, foi realizada no Departamento de Engenharia Química (DEQ) e o pré-preparo das amostras (moagem) no Departamento de Engenharia de Minas (DEMIN), ambos da mesma instituição.

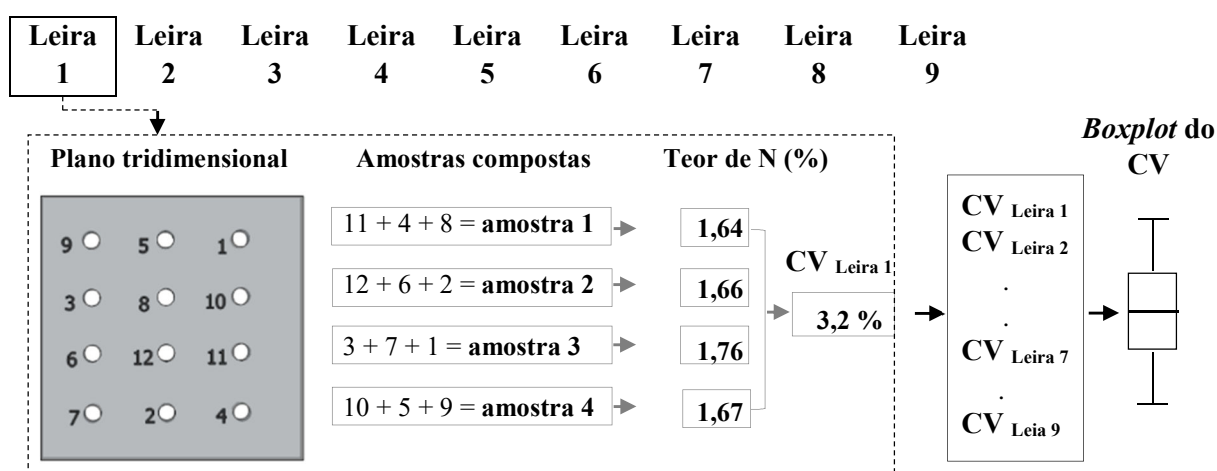
## 4.6 Análises Estatísticas

### 4.6.1 Comparação dos métodos de amostragem

Em virtude da variável P não atender às pressuposições do modelo requeridas para os testes paramétricos, utilizou-se a estatística não paramétrica em todas as variáveis analisadas. O teste de Wilcoxon para amostras dependentes foi empregado para testar a influência do método de amostragem (TAM e *trier*) no conteúdo de água, pH, teor de MO e teores de N, P e K do material das leiras, aos 8 e 120 dias de compostagem. Os métodos foram comparados ao nível de 5 % de significância.

Com o objetivo de avaliar a variabilidade espacial de distribuição de cada característica química dentro da leira e, com isso, a imprecisão que existe na sua representatividade, foi calculado o coeficiente de variação (CV) entre as amostras compostas retiradas de cada uma das nove leiras, para os dois métodos amostrais.

No método da TAM os CV foram calculados a partir das cinco amostras compostas retiradas da leira, aos 8 dias, e das quatro amostras compostas retiradas da leira, aos 120 dias, em um total de nove leiras. No método do *trier* os CV foram calculados entre as duas amostras compostas de cada leira, aos 8 dias e também aos 120 dias, de um total de nove leiras. Ao final foram gerados nove CV para cada variável em cada fase da amostragem (8 e 120 dias), para cada método amostral, os quais foram utilizados para construção de *box-plots*. Na Figura 4.23 é demonstrada a confecção do *box-plot* dos CV para a variável N, na leira aos 120 dias de compostagem, pelo método da TAM.



**Figura 4.23** - Demonstração esquemática da confecção do *boxplot* dos CV para a variável nitrogênio total quando da amostragem pelo método da TAM na leira aos 120 dias de compostagem.

## 4.6.2 Caracterização dos resíduos

Utilizou-se a análise de comparação de dois grupos independentes, ao nível de 5 % de significância, para verificar as diferenças entre as características dos resíduos alimentares provenientes da rota de coleta 'A' (menos RR) e da rota de coleta 'B' (mais RR). O teste t de *student* foi utilizado na comparação das rotas para as variáveis que atenderam as pressuposições do modelo requeridas nos testes paramétricos, e o teste U de Mann-Whitney, nos demais casos.

A comparação das características físicas e químicas dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda entre os diferentes períodos do ano (outubro, novembro 1, novembro 2, janeiro e fevereiro) foi realizada a partir da análise de variância (*One-way ANOVA*) paramétrica (teste F) seguida pelo teste de Tukey, quando atendidas as pressuposições do modelo e da ANOVA não paramétrica (*Kruskal-Wallis analysis of ranks*) seguida pela comparação múltipla de *ranks* de médias, para as variáveis que não atenderam estas pressuposições. Todas as análises foram estabelecidas ao nível de 5% de significância.

Também para os resíduos alimentares e para os resíduos de poda foram calculados o CV entre as amostras compostas de cada lote amostrado, de modo a obter-se o *box-plot* do CV de cada variável e, com isso, o grau de imprecisão (heterogeneidade) das variáveis para cada resíduo. No caso do resíduo alimentar o *box-plot* dos CV foi construído com 45 valores de CV e para a poda de árvores, com 48 valores de CV.

Essas informações contribuirão para a discussão sobre a heterogeneidade dos resíduos e a adequação da quantidade de amostras compostas por lote, em função das variáveis de interesse.

## 4.6.3 Avaliação das características do composto

### 4.6.3.1 Análise exploratória

Para avaliar o comportamento (variação) que ocorre em cada variável entre as diferentes leiras montadas na unidade de compostagem, tanto no início da compostagem (8 dias) como no composto pronto (120 dias), foi utilizada análise gráfica. Nestes gráficos cada uma das 36 leiras monitoradas foi representada por um *box-plot*, que, aos 8 dias, foi confeccionado a partir das cinco amostras compostas da leira e, aos 120 dias, a partir das 4 amostras compostas de cada leira, para cada variável. Desse modo, a amplitude dentro dos *box-plots* reflete a variação existente dentro da leira quanto a variável em questão, enquanto que a diferença

entre os *box-plots* reflete a diferença da variável entre as diferentes leiras monitoradas. Para o composto foi calculado o limite à deficiência, em relação ao seu valor declarado. Esse cálculo foi realizado de acordo com a equação 4.2:

$$\text{Lim. em relação à deficiência (\%)} = \frac{[\text{Valor}_{\text{declarado}} \times (100 - \text{Lim. de tol. em relação à deficiência máx.})]}{100} \quad (4.2)$$

No qual:

*Limite em relação à deficiência* = Valor mínimo aceito da variável em um lote de composto, que configura que esta variável está dentro da tolerância máxima à deficiência.

*Valor declarado* = Valor médio da variável entre todos os 36 lotes de composto produzidos.

*Limite de tolerância em relação à deficiência máxima* = Deficiência máxima (%) aceita para a variável, em relação ao valor declarado da mesma no registro do produto, conforme a IN SDA n° 25/2009 do MAPA, constante na Tabela 3.4.

#### 4.6.3.2 Análise de Regressão Múltipla e Análise de Componentes Principais

Nos macronutrientes N, P e K do composto também foi aplicada a análise de regressão linear múltipla com o objetivo de avaliar o efeito das condições iniciais da leira, da operação do processo e do período do ano na variação dos seus teores, entre os lotes produzidos ao longo do tempo. As variáveis utilizadas para representar cada um desses três aspectos são apresentadas na Tabela 4.2.

**Tabela 4.2** - Variáveis utilizadas na explicação da variação dos teores de N, P e K do composto entre os lotes produzidos ao longo do ano.

1. Condição inicial da leira	2. Operação do processo	3. Condição ambiental
Massa inicial da leira <sup>a</sup> Proporção de poda na leira <sup>a</sup> Teor do nutriente (8 dias) <sup>b</sup> C sol. H <sub>2</sub> O (8 dias) Relação CO/N (8 dias)	Redução no teor de CO Redução na relação CO/N Redução no teor de C sol. H <sub>2</sub> O CTC (120 dias) Relação CTC/CO (120 dias)	Precipitação

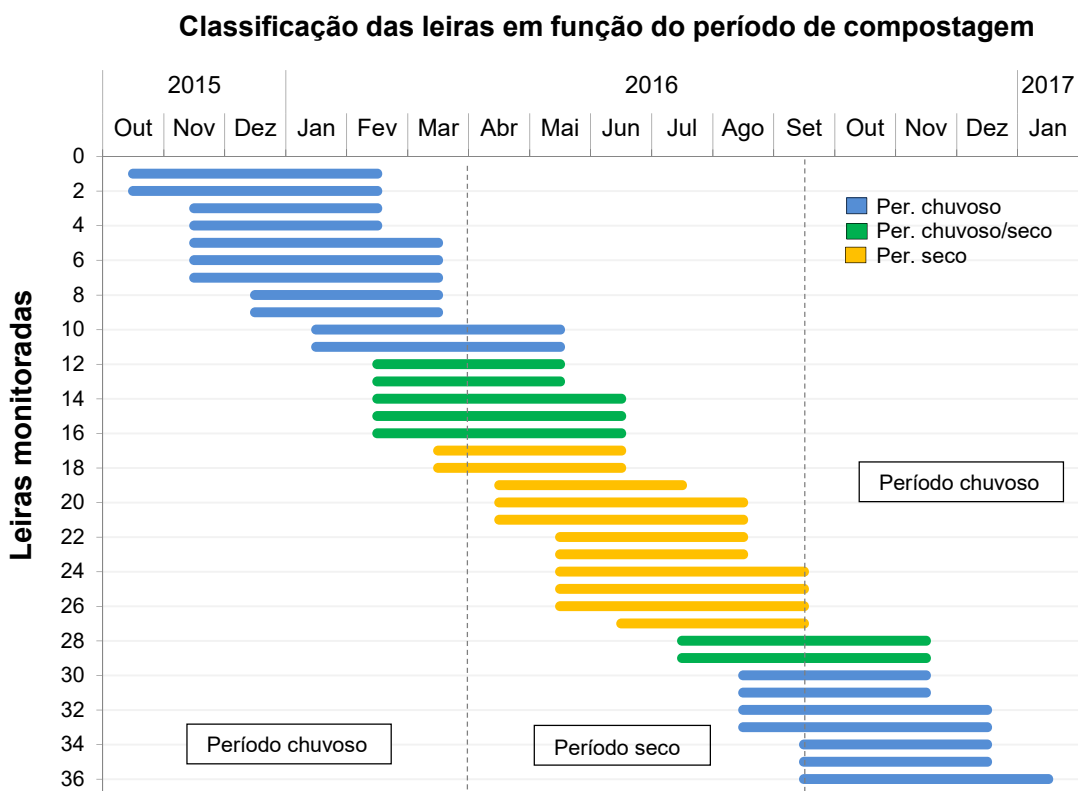
CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; CTC: capacidade de troca de cátions; <sup>a</sup> matéria natural; <sup>b</sup> N, P ou K.

Para avaliar a influência da condição inicial da leira na variação dos teores dos nutrientes do composto foram utilizadas variáveis monitoradas na montagem da leira e aos 8 dias de compostagem. Essas variáveis refletem o tamanho da leira, o conteúdo de nutrientes no material, bem como a sua resistência à degradação. Considerou-se que, por serem medidas na matéria natural e existir variação no conteúdo de água dos resíduos de poda ao longo do ano, as variáveis massa inicial e proporção de poda na leira possuem um erro associado. Já as variáveis monitoradas aos 8 dias não refletem com exatidão a condição inicial da leira, pelas

alterações ocorridas nas características do material durante a primeira semana de compostagem.

A influência da operação do processo foi verificada de maneira indireta, por meio de variáveis que indicam o grau de decomposição/transformação da MO ao longo da compostagem. Considerou-se que essas variáveis refletem a frequência de revolvimentos e o conteúdo de água no material das leiras, aspectos da operação do processo que influenciam o desenvolvimento da compostagem. Embora houvesse um cronograma para que as frequências de revolvimentos e de adição de água fossem as mesmas para todas as leiras, diferentes motivações impossibilitavam o seu adequado cumprimento, como já citado.

A precipitação foi a variável utilizada para avaliar a influência da condição ambiental sobre a variação no teor de nutrientes do composto. Para isso dividimos as leiras em três grupos: compostadas predominantemente no período chuvoso, compostadas predominantemente no período seco e compostadas em ambos os períodos. Na Figura 4.24 é apresentado o agrupamento das leiras em função do período do ano. Por ocorrer durante as estações da primavera e do verão, o período chuvoso também é o período mais quente do ano. Já o período seco coincide com o período mais frio do ano.



**Figura 4.24** - Identificação das leiras compostadas nos períodos chuvoso, chuvoso/seco e seco.

Pela lógica de acontecimento do processo utilizaram-se no modelo primeiramente as variáveis relacionadas às condições iniciais da leira, seguido pelas variáveis relacionadas à operação do processo e depois pelas condições ambientais. Dessa forma a operação do processo explicou o que as condições iniciais da leira não puderam explicar e as condições ambientais o que nenhum dos termos anteriores pôde explicar.

Dentro de cada grupo de variáveis (*e.g* condições iniciais, operação do processo e condições ambientais), a ordem de entrada no modelo foi definida pela correlação da variável preditoras com a variável resposta em questão (teor de N, P ou K no composto). As variáveis preditoras com maiores correlações com a variável resposta foram adicionadas primeiro ao modelo.

Os coeficientes do modelo de regressão foram estimados pelo método dos mínimos quadrados e a significância da análise de regressão foi testada com a ANOVA. Para verificar a adequação do modelo aos dados foi realizada a análise dos resíduos e a análise da multicolinearidade entre as variáveis regressoras, pelo fator de inflação da variância (*Variance Inflation Factor* – VIF, em inglês). Buscou-se utilizar modelos em que nenhum valor de VIF excedesse a 5,0 (MONTGOMERY *et al.*, 2006).

Nos resíduos também foi avaliada a presença de *outliers*, observações influentes e *leverages*. Quando houve violação das pressuposições do modelo realizou-se a transformação *boxcox* dos resíduos para avaliar esse efeito no modelo original de regressão. Não havendo alteração no modelo original optou-se pela não transformação dos dados, visando a uma melhor interpretação dos modelos.

Para a escolha do modelo de cada variável resposta (teor de N, P ou K no composto) inicialmente construiu-se um conjunto dos melhores modelos em potencial, de diferentes tamanhos, a partir do critério da busca exaustiva. O tamanho do modelo (número de preditores) foi definido pela estatística do  $C_p$  de *Mallows*. Buscaram-se modelos com valor de  $C_p$  próximo ao número de variáveis regressoras, o que reduz o seu viés (MONTGOMERY *et al.*, 2006). A coerência de interpretação do modelo também foi levada em consideração na sua escolha.

Para interpretação das relações entre as variáveis que indicam as condições iniciais da leira e entre as variáveis associadas à operação do processo foi empregada a Análise de Componentes Principais (ACP). Os componentes principais (CP's) foram extraídos a partir da matriz de correlação das variáveis originais, a fim de evitar interferência das unidades de

medida das variáveis pesquisadas. Foram selecionados CP's suficientes para extrair, pelo menos, 70 % da variância dos dados, o que possibilita a substituição das variáveis originais sem perda de muita informação (FERREIRA, 2011).

Todas as análises estatísticas descritas nos itens 4.6.1 ao 4.6.4 foram realizadas com auxílio do *software* estatístico R (*R CORE TEAM*, 2016) e STATISTICA 10.0.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os itens 5.1 e 5.2 desta seção são dedicados a responder o objetivo específico 1 e parte do objetivo específico 4 da presente tese. No item 5.1 é avaliado o desempenho prático, em campo, do método de amostragem desenvolvido a partir da Teoria da Amostragem de Pierre Gy (método da TAM), utilizado na amostragem dos resíduos e do material das leiras de compostagem e do método descrito na NBR 10.007:2004 da ABNT (método do *trier*), utilizado na amostragem do material das leiras.

No item 5.2 da seção são comparados os resultados obtidos a partir dos dois métodos citados na caracterização física e química de leiras em estágio inicial (8 dias) e final de compostagem (120 dias). Também nesta seção são discutidas as variabilidades espaciais de distribuição de cada variável monitorada no material das leiras, que refletem a imprecisão associada à representatividade das mesmas. A medida de imprecisão utilizada nesta análise é o coeficiente de variação. A imprecisão é discutida para os dois métodos amostrais, nos dois estágios da compostagem. Para explicar os resultados apresentados nas seções 5.1 e 5.2 serão feitas várias referências à uma seção subsequente da tese, a seção 5.3, na qual são apresentadas as características dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda. Ainda assim optou-se por manter esta estrutura na tese, por entendermos que a apresentação e a avaliação dos métodos amostrais devessem preceder os demais resultados.

O item 5.3 desta seção é dedicado a responder aos objetivos específicos 2 e 4 da presente tese. No item 5.3 são apresentadas as características dos resíduos utilizados na compostagem (resíduos alimentares e resíduos de poda de árvores) nos diferentes períodos do ano, e a influência da variação temporal das suas características sobre a montagem das leiras e sobre as características do composto orgânico.

O item 5.4 desta seção é dedicado a responder aos objetivos específicos 2, 3 e 4 da presente tese. No item 5.4. é discutida a variação temporal (que ocorre ao longo do ano) das características microbiológicas, físicas, químicas e físico-químicas das leiras montadas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, em duas fases: no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias). No mesmo item também são comparadas as características do composto produzido com as garantias requeridas na normativa brasileira para sua comercialização como fertilizante orgânico para uso agrícola. Por fim, são discutidas as heterogeneidades espaciais de distribuição de cada característica monitorada no material das leiras.

## **5.1 Desempenho prático dos métodos de amostragem da TAM e do Trier**

### **5.1.1 Método da TAM: amostragem dos resíduos e das leiras de compostagem**

Dos cinco erros do processo de amostragem, dois deles são decorrentes das características intrínsecas das partículas a serem amostradas (EFA e EAS) e afetam, em maior ou menor grau, todos os métodos amostrais. Nesta pesquisa não foi atuado diretamente na minimização desses erros, mas isso pode ser conseguido com a diminuição do tamanho das partículas e com a homogeneização do material antes da amostragem (USEPA, 2002).

Como, no método da TAM, a configuração dos planos tridimensionais demandava intensa manipulação dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda, houve, também, a mistura dos mesmos, o que contribuiu para a redução do EAS. Nas leiras a manipulação do material foi menor.

O método da TAM também reduziu indiretamente o EFA e o EAS, nas quatro matrizes estudadas, pois o diâmetro do amostrador não excluiu nenhum tamanho de partícula da amostragem (o que contribuiu para a redução do EFA), e também em razão da adequada distribuição espacial dos incrementos nos planos tridimensionais (o que contribuiu para a redução do EAS). Apesar disso, estes erros poderiam ter sido mais reduzidos, principalmente na amostragem das leiras aos 120 dias de compostagem (composto orgânico), a partir da retirada de maior quantidade de incrementos, de menor diâmetro.

Isso porque a condição estatística para a máxima redução do EFA e do EAS é de que as partículas que irão perfazer a amostra sejam coletadas aleatoriamente e uma a uma. Como isso é impraticável, coleta-se o incremento, que consiste em um grupo de partículas. Com isso, uma amostra não é feita de partículas estritamente aleatórias, mas de grupos de fragmentos aleatórios e, quanto maior o grupo de partículas, maiores são os erros (PITARD, 1993).

Como nesta pesquisa o diâmetro do amostrador (0,4 m) foi calculado de modo a não excluir às partículas do resíduo alimentar da amostragem, este foi superestimado para a leira aos 120 dias de compostagem. Isso culminou na retirada de grandes grupos de partículas por incrementos e poucos incrementos por amostra composta. Nas demais matrizes, dificilmente o diâmetro do amostrador poderia ser menor, visto o tamanho mais grosseiro das partículas.

Considerou-se que o método baseado na TAM minimizou o EDI, mas apresentou problemas na redução do EEI. O EDI foi minimizado pois a amostra tinha geometria cilíndrica, forma

requerida na amostragem de lotes 2D (Figura 3.7 - Seção 3 , subseção 3.9). Apesar disso, não foi possível extrair o incremento em função do centro de gravidade das partículas, como estabelecido na TAM, o que não permitiu a redução do EEI. Embora o amostrador fosse um cilindro com seção transversal constante (*i.e.* inserido por igual no material ao longo da sua circunferência), a sua inserção nos planos tridimensionais somente era praticável a partir do corte dos resíduos/composto localizados na sua borda.

O EPI foi apenas parcialmente minimizado em todas as matrizes. O contato de materiais (amostradores, máquinas e ferramentas agrícolas) com o conteúdo a ser amostrado e a manipulação mais intensa dos resíduos/composto (durante a coleta e a redução de massa) limitaram o adequado controle desse erro. Em contrapartida houve cuidado na preservação da amostra e no seu preparo para análise.

Outra limitação do método da TAM foi que, embora os lados dos planos tridimensionais pudessem ser adequadamente configurados em quadrados ou retângulos, a espessura (altura) desses planos não pôde ser mantida constante, pela grande dificuldade de deixar essa face (superfície) nivelada. Como consequência, houve variação no volume/massa de resíduos/composto entre os incrementos.

Ainda que com algumas limitações no atendimento à Teoria da Amostragem de Pierre Gy, o método da TAM, aqui descrito, mostra-se mais representativo do que outros métodos utilizados na amostragem de resíduos/leiras de compostagem. Além disso, trabalhos futuros podem auxiliar na redução das limitações expostas, melhorando o método.

### **5.1.2 Método do *Trier*: amostragem das leiras de compostagem**

Aos 8 dias de compostagem o amostrador *trier* não possibilitou a correta delimitação e extração do incremento e, desse modo, também não houve redução do EDI e EEI. Devido às características das partículas (forma, tamanho, conteúdo de água) e a falta de união entre as mesmas, os resíduos não se moldavam ao amostrador. Sua inserção precisava ser realizada repetidas vezes no mesmo ponto para que fosse preenchida toda a extensão do amostrador *trier*. Ainda assim, a forma do incremento retirado não era cilíndrica, e o seu volume era inferior à capacidade do amostrador.

Considerou-se que, aos 120 dias de compostagem, o incremento foi delimitado adequadamente, em virtude de ter sido preenchido o volume do amostrador. Isso foi viabilizado devido aos menores tamanhos de partículas e à consistência moldável do composto, exceto nas leiras com baixo conteúdo de água (< 30 %). Porém, pela Teoria da

Amostragem de Pierre Gy, a delimitação do incremento pelo amostrador *trier* é considerada inadequada pois o chanfro ao longo do seu comprimento não permite que seja delimitado um cilindro perfeito (PITARD, 1993). Apesar disso, considerou-se que houve, pelo menos, redução no EDI, pois a amostra teve uma geometria próxima à cilíndrica e foi delimitada adequadamente, fato que não ocorreu na amostragem aos 8 dias de compostagem. O EEI também não pôde ser reduzido por esse método, aos 120 dias de compostagem.

Já o EPI foi melhor controlado no método do *trier*. Todos os instrumentos e materiais utilizados na amostragem (amostrador *trier* e um balde de 20 L, para deposição dos incrementos) puderam ser higienizados e descontaminados com álcool 70 % antes da amostragem. Já no método da TAM, somente os amostradores cilíndricos e as ferramentas agrícolas manuais (pá, enxada, cavadeira reta) puderam ser higienizados entre as coletadas. Este procedimento não foi possível de ser realizado na concha e nos pneus da pá carregadeira.

Desse modo, aos 8 dias de compostagem o método do *trier* minimizou apenas o EPI. A redução no Erro de Agrupamento, possível a partir da coleta de vários incrementos por amostra (USEPA, 2002), pode ter sido comprometida devido ao pequeno volume dos incrementos (menor do que a capacidade do amostrador, de 1 L). Já a redução no EFA não foi possível em consequência do diâmetro do amostrador *trier* ser inferior ao diâmetro de parte das partículas presentes na leira a ser amostrada, o que excluiu a chance dessas partículas de fazerem parte da amostra.

Na amostragem das leiras aos 120 dias, foram minimizados, ainda que em menor magnitude do que no método da TAM, o EFA (o diâmetro do amostrador era compatível com o diâmetro das partículas), o Erro de Agrupamento (foram retirados vários incrementos com volume de 1 L de diferentes locais da leira), o EDI (o amostrador tinha uma geometria próxima a cilíndrica) e por fim, o EPI, este último melhor controlado no método do *trier*.

Considerou-se que o EFA e o EAS foram menos reduzidos com a utilização deste método porque o amostrador não tinha diâmetro de, pelo menos, 3 vezes o diâmetro das maiores partículas a serem amostradas e pelo modo de distribuição dos incrementos na leira não possibilitar a chance de todas as partículas fazerem parte da amostra. Quando a amostragem é realizada pelo método do *trier*, as partículas do topo e da base da leira, por exemplo, ficam excluídas da possibilidade de serem amostradas.

Na Tabela 5.1 é apresentado um resumo da redução dos erros da amostragem (propostos na Teria da Amostragem de Pierre Gy), em função dos métodos e matrizes estudados.

**Tabela 5.1** - Redução dos cinco erros básicos envolvidos no processo de amostragem (Teoria da Amostragem de Pierre Gy) em função do método de amostragem e do tipo de matriz estudada.

Erros de amostragem	Matrizes e métodos estudados					
	Alimentos	Poda	Leira 8 dias		Leira 120 dias	
	<i>TAM</i>	<i>TAM</i>	<i>TAM</i>	<i>Trier</i>	<i>TAM</i>	<i>Trier</i>
EFA	Erro parcialmente reduzido (maior redução)	Erro parcialmente reduzido (maior redução)	Erro parcialmente reduzido (maior redução)	Erro não reduzido	Erro parcialmente reduzido (maior redução)	Erro parcialmente reduzido (menor redução)
EAS	Erro parcialmente reduzido (maior redução)	Erro parcialmente reduzido (maior redução)	Erro parcialmente reduzido (menor redução)	Erro não reduzido	Erro parcialmente reduzido (menor redução)	Erro parcialmente reduzido (menor redução)
EDI	Erro reduzido	Erro reduzido	Erro reduzido	Erro não reduzido	Erro reduzido	Erro parcialmente reduzido (menor redução)
EEI	Erro não reduzido	Erro não reduzido	Erro não reduzido	Erro não reduzido	Erro não reduzido	Erro não reduzido
EPI	Erro parcialmente reduzido (menor redução)	Erro parcialmente reduzido (menor redução)	Erro parcialmente reduzido (menor redução)	Erro reduzido	Erro parcialmente reduzido (menor redução)	Erro reduzido

EFA: Erro Fundamental da Amostragem; EAS: Erro de Agrupamento e Segregação; EDI: Erro de Delimitação do Incremento; EEI: Erro de Extração do Incremento; EPI: Erro de Preparo do Incremento; TAM: método da TAM; *Trier*: Método do *trier*.

Erro reduzido  
 Erro parcialmente reduzido (maior redução);  
 Erro parcialmente reduzido (menor redução);  
 Erro não reduzido.

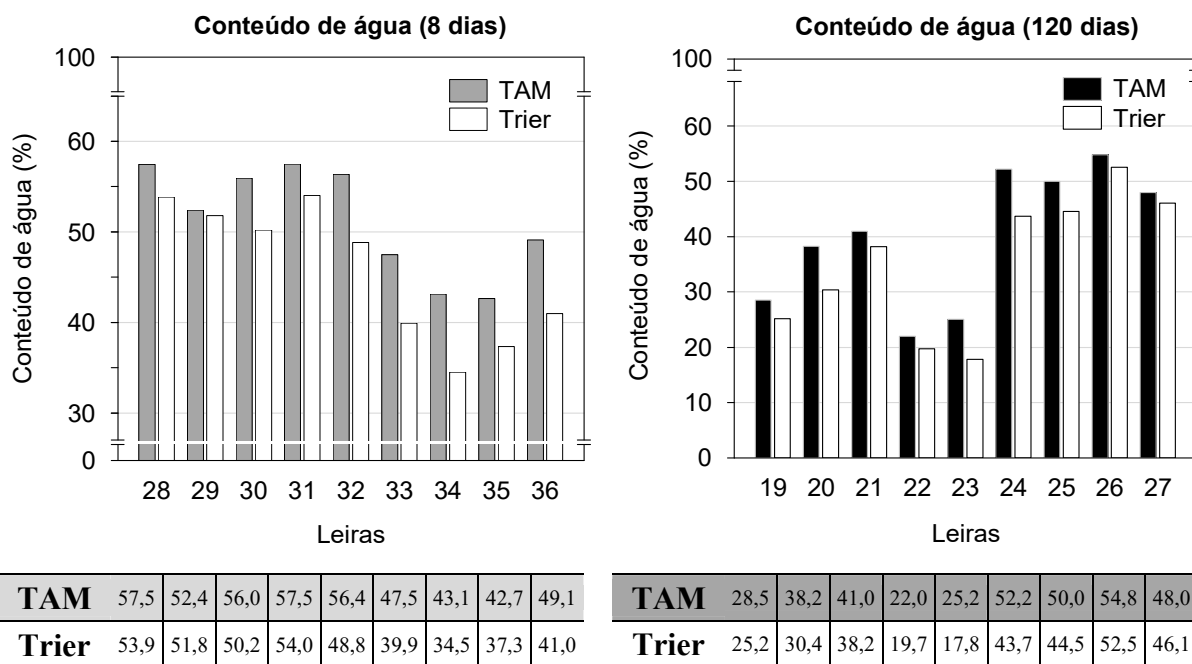
## 5.2 Comparação dos métodos de amostragem: método da TAM e método do *trier*

Devido à fundamentação científica que sustenta a Teoria da Amostragem de Pierre Gy, o método desenvolvido a partir da mesma – ‘método da TAM’, apresenta-se como um método criterioso para caracterização de materiais heterogêneos. Além disso, foi constatado que é o método que possibilita a maior redução dos erros da amostragem (Tabela 5.1). Desse modo, este método foi utilizado como referência no objetivo de avaliar a amostragem pelo método descrito na NBR 10.007:2004 da ABNT – ‘método do *trier*’, na representatividade do material de leiras montadas com resíduos alimentares e resíduos de poda de árvores, em duas fases da compostagem: no início da degradação dos resíduos (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias).

### 5.2.1 Comparação dos métodos de amostragem na caracterização das leiras no início da degradação dos resíduos e no composto pronto para uso.

Não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os métodos da TAM e do *trier* para a maioria das variáveis avaliadas, tanto na amostragem das leiras no início da degradação dos resíduos (8 dias) como no composto pronto (120 dias). As diferenças foram verificadas somente para as variáveis conteúdo de água e pH.

Nas duas fases da compostagem foram verificados menores conteúdos de água nas leiras amostradas pelo método do *trier* (p-valor 8 dias: 0,004; p-valor 120 dias: 0,004). Este comportamento ocorreu em todas as nove leiras amostradas (Figura 5.1).



**Figura 5.1** - Gráficos de colunas do conteúdo de água para os métodos da TAM e do *Trier*, aos 8 e 120 dias da compostagem. Nota: Nas tabelas abaixo dos gráficos estão os valores representados nas colunas.

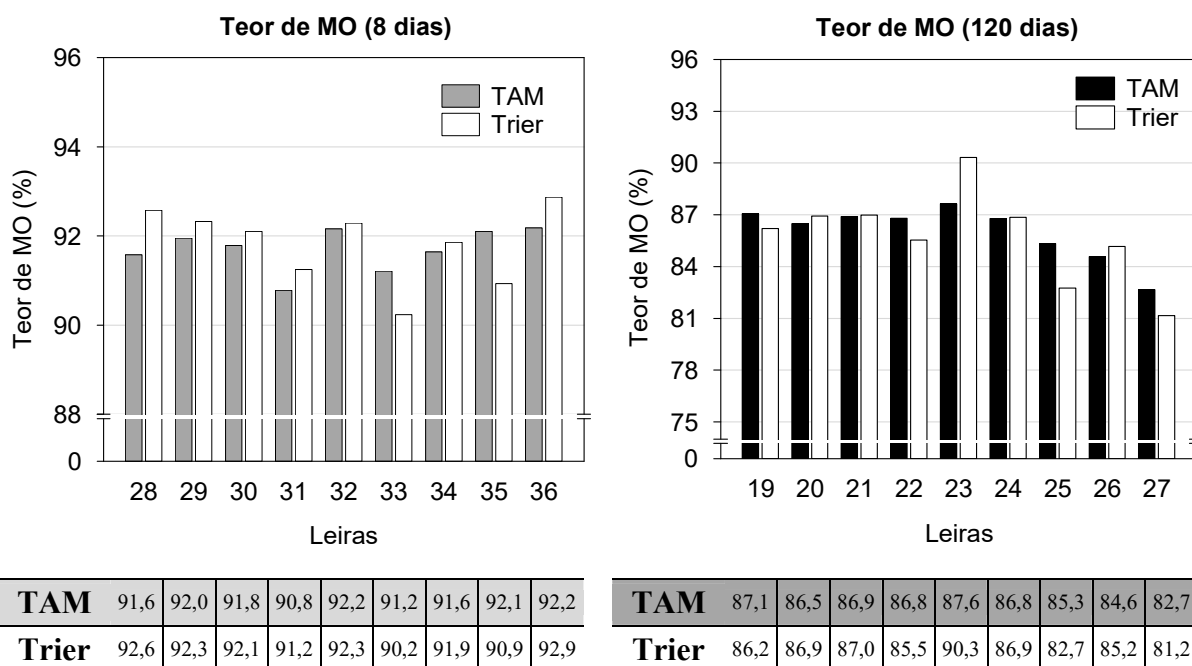
Em razão da camada externa da leira estar diretamente exposta às condições ambientais (calor, vento, precipitação), o material localizado próximo da sua interface com o ambiente tem conteúdo de água significativamente diferente daquele situado no meio e na base da leira (BRINTON *et al.*, 2012). Assim, em épocas secas, após períodos sem adição de água na leira ou em épocas chuvosas, a amostragem pelo método do *trier* pode subestimar ou superestimar o conteúdo de água da leira. Isso ocorre porque o efeito da borda é mais pronunciado neste método, por ser sua proporção maior no incremento em relação a proporção da borda no incremento retirado pelo método da TAM.

Como as leiras amostradas ao final da compostagem (leiras 19 – 27) foram compostadas inteiramente no período seco, de abril a setembro de 2016 (Figura 4.24 - Seção 4 , subseção 4.6.3.1), os menores conteúdos de água nas amostras coletadas pelo método do *trier* refletem o ressecamento da parte externa da leira e subestimam o conteúdo de água de toda a massa de composto. O conteúdo médio de água dos nove lotes de composto amostrados pelo método do *trier* foi de 35,3 %, enquanto que no método da TAM foi de 40,0 %.

Aos 8 dias de compostagem o menor conteúdo de água das leiras amostradas pelo método do *trier* pode ter sido uma combinação do efeito da borda (menos intenso do que aos 120 dias), por estas leiras (28 – 36) terem sido montadas no período seco (Figura 4.24 - Seção 4 , subseção 4.6.3.1), e de uma maior quantidade de poda de árvores na amostra, visto que este resíduo apresenta menor conteúdo de água do que o resíduo alimentar (Tabela 5.4 - Seção 5 subseção 5.3.2).

Além da sua importância no acompanhamento das condições do meio, o conteúdo de água é utilizado para se estabelecer a quantidade de nutrientes no composto *in natura*, ou seja, na forma como é aplicado. Dessa forma é importante que esta variável seja adequadamente representada, para que os teores dos nutrientes também o sejam.

Não houve diferença significativa (p-valor 8 dias: 0,496; p-valor 120 dias: 0,734) para os teores de MO entre os dois métodos amostrais, nas duas fases da compostagem (Figura 5.2).



**Figura 5.2** - Gráficos de colunas do teor de MO para os métodos da TAM e do *Trier*, aos 8 e 120 dias de compostagem. Nota: Nas tabelas abaixo dos gráficos estão os valores representados nas colunas.

Os teores muito similares de MO nos resíduos utilizados para compostagem, de 90 % em média, no resíduo alimentar e 92,7 % em média, nos resíduos de poda (Tabela 5.4 - Seção 5 Subseção 5.3.2), contribuíram para ausência de diferença dessa variável entre os métodos amostrais testados, aos 8 dias de compostagem. Quando da maior variação nos teores de MO entre os resíduos utilizados na montagem das leiras, maior também será a dificuldade na

representatividade dessa variável. Na Tabela 5.2 são apresentados os teores de MO de outros tipos de resíduos usualmente empregados em compostagem.

**Tabela 5.2 – Teores de matéria orgânica em alguns tipos de resíduos urbanos e agropecuários usualmente empregados na compostagem.**

	<b>Resíduo</b>	<b>Teor de MO (%)</b>	<b>Referência</b>
<i>Resíduos urbanos</i>	FORSU – com SF	89,0 – 93,9	Oliveira <i>et al.</i> (2016)
	FORSU – sem SF	54,0 - 69,6	Montejo <i>et al.</i> (2015)
	Res. jardins/parques	41,5 - 89,2	Boldrin e Chris. (2010)
	Lodo de esgoto não digerido	75 - 80	von Sperling e Gonçalves (2005)
	Lodo de esgoto digerido	60 - 65	von Sperling e Gonçalves (2005)
<i>Resíduos agropecuários</i>	Cama de ovinos <sup>a</sup>	74,2	Cestonaro <i>et al.</i> (2015)
	Dejetos bovinos <sup>b</sup>	78,1	Cestonaro <i>et al.</i> (2015)
	Dejetos suínos	88,7	Orrico Júnior <i>et al.</i> (2011)
	Cama de frangos <sup>c</sup>	88,1	Orrico Júnior <i>et al.</i> (2011)
	Fibra de algodão	92,9	Costa <i>et al.</i> (2017)
	Bagaço de cana-de-açúcar	98,5	Costa <i>et al.</i> (2017)
	Capim Napier	91,1	Costa <i>et al.</i> (2017)

FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos; SF: separação na fonte; MO: matéria orgânica; <sup>a</sup> casca de arroz misturada às dejeções e urina dos animais; <sup>b</sup> animais criados em confinamento; <sup>c</sup> maravalha misturada às dejeções e urina das aves. Nota: Quando apresentados somente os teores de carbono nos trabalhos pesquisados (obtidos a partir do teor de MO após queima da amostra em mufla), estimou-se o teor de MO com o emprego do fator 1,8 (IGLESIAS JIMÉNEZ; PÉREZ GARCÍA, 1992c).

Em um ambiente urbano, uma maior dificuldade na caracterização do teor de MO do material das leiras, no início da compostagem, pode ocorrer em leiras montadas com lodo de esgoto, por geralmente ser empregada a poda de árvores na mistura (MORETTI *et al.*, 2015) e os dois resíduos apresentarem teores de MO diferentes, sendo este no lodo digerido de 60 – 65 % (Tabela 5.2) e na poda de ~ 93 % (dados desta pesquisa).

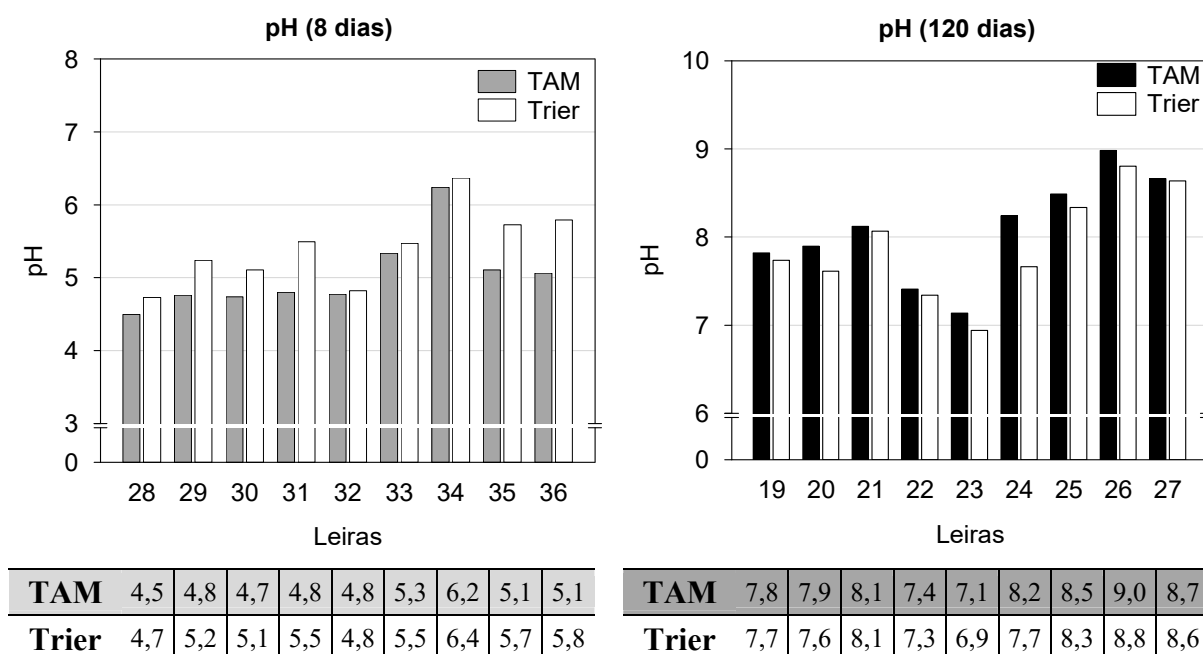
Quanto aos resíduos agropecuários, restos de culturas possuem teores de MO acima de 90 %, e menores são esses valores em dejeções e camas provenientes da criação animal. Estes menores teores de MO podem ser consequência dos elevados teores de nutrientes nas dejeções e da decomposição parcial das dejeções (dependente do tempo entre a sua geração e recolha) e das camas, durante o período de criação dos animais. Além disso, o teor de MO dos dejetos e das camas também vai ser influenciado pela dieta dos animais e tipo de material utilizado como cama.

Embora haja uma certa variação nos teores de MO dos resíduos agropecuários citados, estes geralmente são compostados sozinhos ou em mistura com apenas mais um tipo de resíduo, para equilibrar a relação CO/N, o que faz com que a variação no conteúdo de MO inicial da



leira seja baixa. Por outro lado, maior pode ser a dificuldade em caracterizar esta variável na compostagem de resíduos da agroindústria, por haver uma maior mistura de componentes na montagem da leira (resíduos de incubatório, lodo de flotor, resíduos da limpeza e pré-limpeza de grãos, fração sólida de dejetos suínos, fração sólida dos resíduos da lavagem dos caminhões - transporte de aves, cinza e carvão remanescente de caldeira) os quais apresentam diferentes teores de CO (de 0,0 a 60,5 %) e, por consequência, de MO (COSTA *et al.*, 2016b).

Quanto à variável pH, os seus valores foram significativamente superiores (p-valor: 0,004) nas amostras coletadas a partir do método do *trier*, aos 8 dias de compostagem, e significativamente inferiores (p-valor: 0,004) neste mesmo método, aos 120 dias. Ambos os comportamentos foram verificados para todas as nove leiras, dentro de cada fase do processo (Figura 5.3).



**Figura 5.3** - Gráficos de colunas do pH para os métodos da TAM e do *Trier*, aos 8 e 120 dias de compostagem. Nota: Nas tabelas abaixo dos gráficos estão os valores representados nas colunas.

Como a poda de árvores triturada apresenta maiores valores de pH do que os resíduos alimentares (Tabela 5.4 - Seção 5.3, subseção 5.3.2), acredita-se que a proporção de poda na amostra obtida a partir do método do *trier* foi maior do que sua real proporção na leira, não representando bem a composição da mesma, aos 8 dias de compostagem. Todavia, não houve diferença nos teores dos nutrientes entre os dois métodos amostrais aos 8 dias de compostagem (Figura 5.4), embora isso fosse esperado se considerarmos que o resíduo de

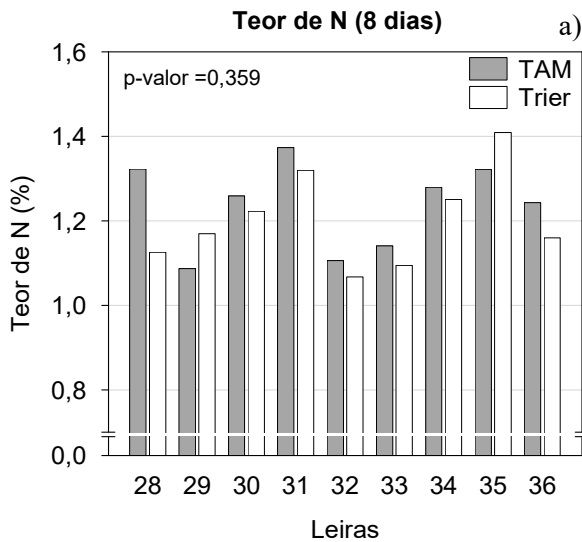
poda apresenta menores teores de N, P e K do que os resíduos alimentares (Tabela 5.5 - Seção 5.3, subseção 5.3.2).

Essa ausência de diferença pode ser consequência do elevado conteúdo de água do resíduo alimentar e baixo conteúdo de água na poda. Assim, embora o resíduo alimentar estivesse em maior proporção na amostra *in natura* obtida a partir do método da TAM (utilizada para análise do conteúdo de água e pH), sua proporção era drasticamente reduzida na amostra seca (utilizada para análise dos nutrientes), uma vez que o mesmo apresenta ~ 20 % de matéria seca, enquanto a matéria seca da poda é de ~ 65 %. Com isso, o resíduo de poda prevalecia na amostra seca, independentemente do método de coleta.

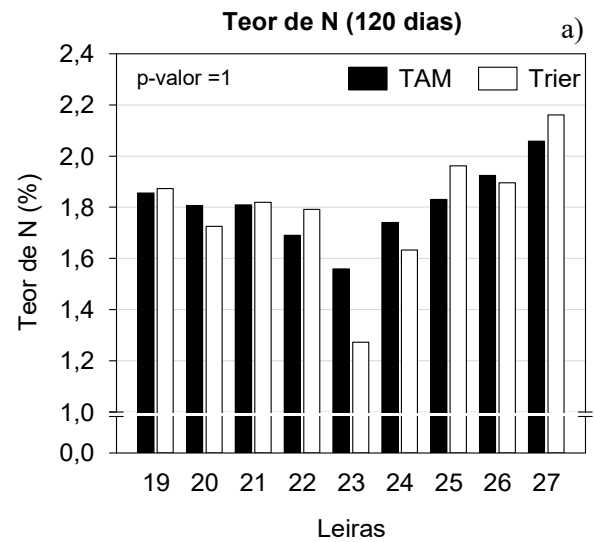
Assim, uma maior proporção de poda na amostra coletada pelo método do *trier*, aos 8 dias de compostagem, produziu mais erros nas variáveis determinados na amostra *in natura*, como conteúdo de água e pH. O tamanho da alíquota também pode ter influenciado, pois foi aproximadamente 18 vezes maior para a análise do conteúdo de água e pH do que para os nutrientes (corrigido o conteúdo de água), desse modo a representatividade das análises realizadas na matéria natural foi muito superior.

Ao final da compostagem (120 dias), a ocorrência do pH significativamente menor ( $p < 0,01$ ) no composto amostrado pelo método do *trier* também pode estar associada a maior presença de poda de árvores na amostra. Parte dos resíduos de poda, mais grosseiros, não são transformados no processo e permanecem com características similares às originais, no composto pronto para uso. Por ser o pH resíduos de poda de ~ 6,5 (Tabela 5.4), este é inferior ao pH das partículas que foram transformadas no processo. Desse modo, uma maior ocorrência desses restos de poda não transformados na amostra explicaria o resultado encontrado. Acredita-se que na borda da leira a incidência de poda de árvores tenha sido maior do que no restante da leira. Desse modo, para eliminação desse tipo de erro considerase mandatório o revolvimento da leira antes da amostragem ou o peneiramento do composto antes da amostragem.

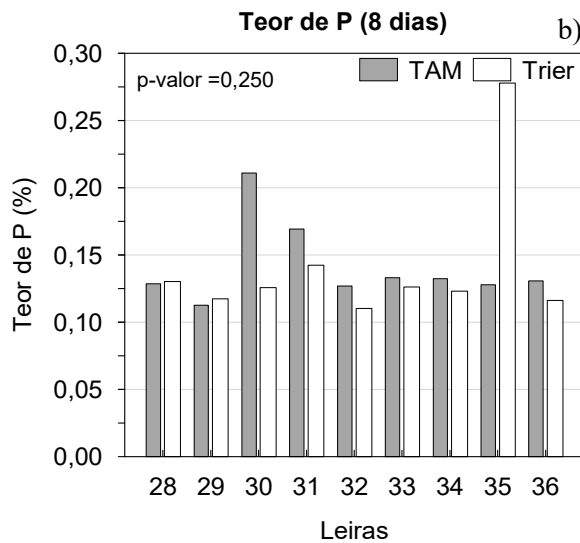
Os teores dos nutrientes (N, P e K) no material das leiras para os dois métodos amostrais, nas duas fases da compostagem (8 e 120 dias) são apresentados na Figura 5.4. Da mesma forma que no início da compostagem (8 dias), no final da compostagem (120 dias) também não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os teores de nutrientes para os métodos da TAM e do *trier*.



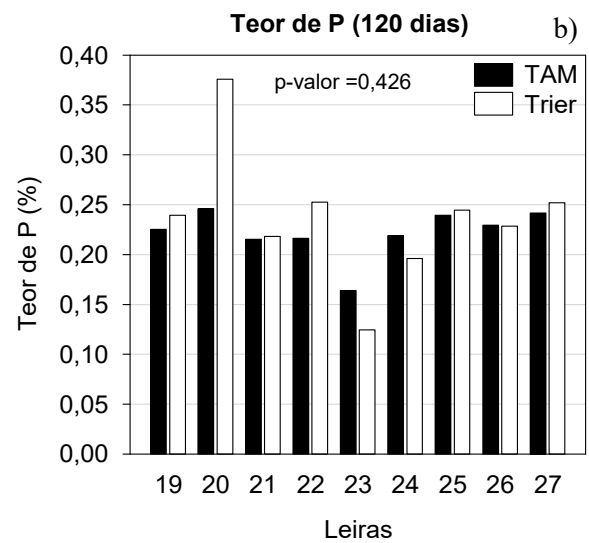
<b>TAM</b>	1,3	1,1	1,3	1,4	1,1	1,1	1,3	1,3	1,2
<b>Trier</b>	1,1	1,2	1,2	1,3	1,1	1,1	1,3	1,4	1,2



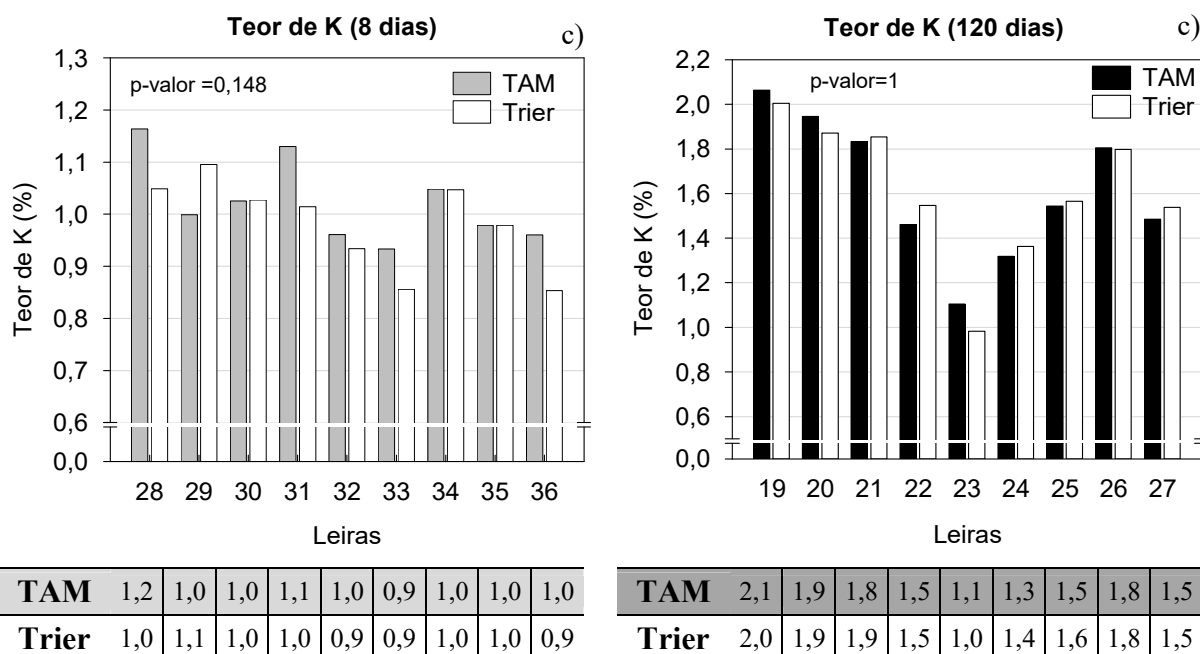
<b>TAM</b>	1,9	1,8	1,8	1,7	1,6	1,7	1,8	1,9	2,1
<b>Trier</b>	1,9	1,7	1,8	1,8	1,3	1,6	2,0	1,9	2,2



<b>TAM</b>	0,13	0,11	0,21	0,17	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
<b>Trier</b>	0,13	0,12	0,13	0,14	0,11	0,13	0,12	0,28	0,12



<b>TAM</b>	0,23	0,25	0,22	0,22	0,16	0,22	0,24	0,23	0,24
<b>Trier</b>	0,24	0,38	0,22	0,25	0,12	0,20	0,24	0,23	0,25



**Figura 5.4** - Gráficos de colunas dos teores de N (a), P (b) e K (c) para os métodos da TAM e do *Trier*, aos 8 e 120 dias de compostagem. Nota: Nas tabelas abaixo dos gráficos estão os valores representados nas colunas.

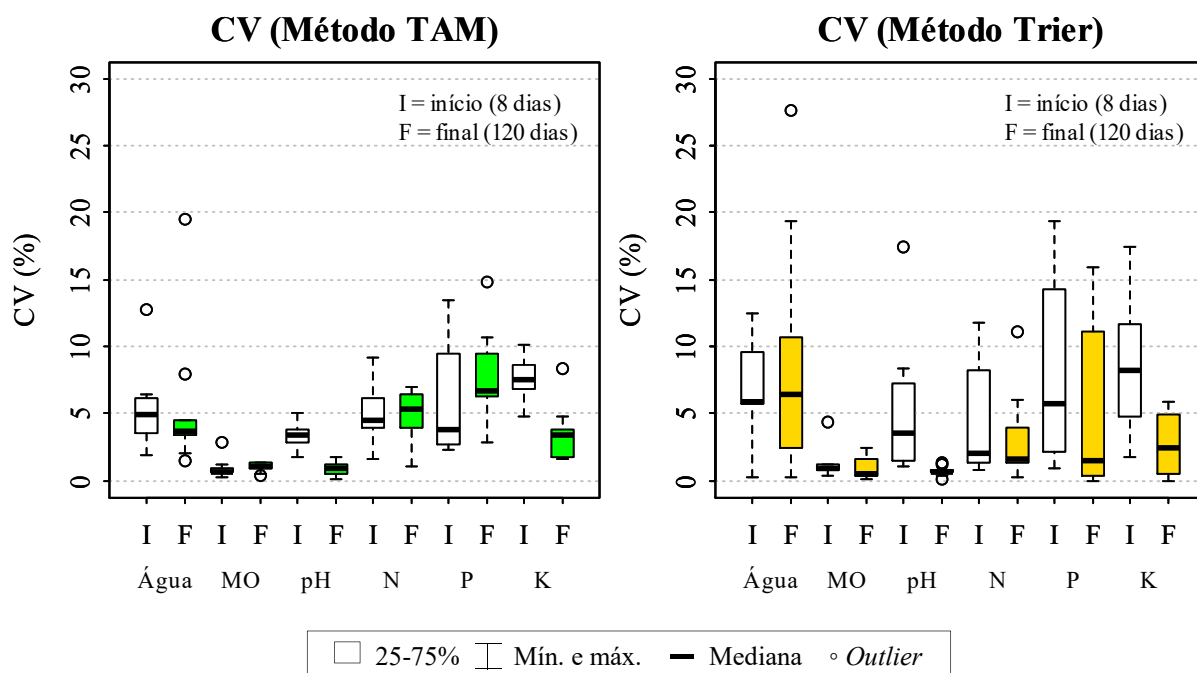
### 5.2.2 Precisão na representatividade das características do material das leiras

Embora as comparações estatísticas entre as características físicas e químicas das amostras coletadas pelos dois métodos amostrais possibilitem algumas explicações sobre o desempenho do método do *trier* na amostragem de leiras de compostagem, outros elementos também podem ser considerados nesta análise. A interpretação da variabilidade espacial presente dentro da leira, ou seja, da imprecisão relacionada com a representatividade das suas características, também pode auxiliar na avaliação do método e da quantidade de amostras compostas coletadas. O grau de variabilidade existente dentro da leira é aqui expresso como o CV entre as amostras compostas de cada leira, conforme ilustrado na Figura 4.23 para o método da TAM (Seção 4 subseção 4.6.1).

Como o método da TAM está sendo considerado o método de referência, a variabilidade presente neste método mostra o grau de imprecisão que ainda permanece na caracterização do material das leiras mesmo após a máxima redução (considerando-se as limitações práticas) dos erros da amostragem.

As maiores dificuldades para representatividade das características físicas e químicas das leiras foram observadas no início da compostagem. Reflexo disso são os maiores CV entre as amostras compostas das leiras aos 8 dias, comparados àqueles dos 120 dias, em ambos os métodos (Figura 5.5a e Figura 5.5b). Isso se deve à maior interferência do EFA

(heterogeneidade das partículas) e do EAS nesta fase. O EAS teve menor impacto dado que se tratavam de apenas dois resíduos, que eram homogeneizados diariamente quando da adição da poda aos resíduos alimentares e posteriormente na montagem da leira.



**Figura 5.5 - Boxplots dos coeficientes de variação (CV) entre as amostras compostas de cada leira amostrada pelo método da TAM (a) e pelo método do Trier (b), aos 8 e 120 dias de compostagem. Nota: Para facilitar a interpretação dos gráficos omitiu-se 1 outlier no método da TAM (variável P aos 8 dias, 87,4%) e dois outliers no método do trier (variável P aos 8 dias, 74 % e variável P aos 120 dias, 58,7 %).**

As maiores variabilidades (maiores CV) dentro da leira, aos 8 dias de compostagem, ocorreram para as variáveis cujos valores eram mais discrepantes entre os resíduos alimentares e os resíduos de poda. Assim, por exemplo, a variabilidade do P foi maior do que do N, uma vez que o teor de P no resíduo alimentar foi 2,9 vezes maior do que na poda, enquanto para o N essa relação foi de 1,7 vezes (Tabela 5.5 - Seção 5.3, subseção 5.3.2). Isso demonstra que houve maior incerteza na caracterização do teor de P do material das leiras do que do teor de N, nos dois métodos. Embora a amostra coletada pudesse representar bem as características da leira, a alíquota utilizada para as análises era muito pequena, o que pode ter provocado tais variações.

A maior variabilidade de distribuição do pH (maiores CV) dentro da leira ocorreu no início da compostagem (8 dias), nos dois métodos amostrais. Isso pode ser consequência da variação de pH que naturalmente ocorre nos resíduos de poda (Figura 5.6b - Seção 5.3, subseção 5.3.2) ou da degradação que ocorreu no resíduo alimentar (e com isso alteração do pH do meio) devido

ao tempo que ficou acumulado no pátio, antes da montagem da leira (YANG *et al.*, 2013). Enquanto os resíduos provenientes do primeiro dia de coleta (segunda-feira) estiveram em decomposição por sete dias, aqueles recebidos no último dia (sábado) ainda estavam frescos.

Ao final da compostagem, em geral, houve menor variabilidade de distribuição das características químicas dentro da leira e, com isso, menor imprecisão na determinação das mesmas, nos dois métodos amostrais. Isso é resultado da redução no grau de heterogeneidade das partículas e da distribuição espacial mais homogênea do material, ou seja, reduziu-se o EFA e o EAS. Nessa fase (composto pronto para uso) foram observados menores CV (comparado ao início do processo) para o pH, N, P e K, nos métodos da TAM e do *trier* (Figura 5.5a e Figura 5.5b).

Também foi baixa a variabilidade de distribuição do conteúdo de água dentro da leira, para a maioria das leiras aos 120 dias de compostagem ( $CV \leq 5\%$ ), quando da amostragem pelo método da TAM. Apesar disso, houve a presença de dois *outliers* no conjunto de dados, um indicativo de que, em duas das nove leiras, houve adição desigual de água na massa em compostagem, o que acarretou na variação espacial na distribuição da água na leira. Houve elevada variabilidade ( $CV \leq 20\%$ ) nesta mesma variável no composto, quando avaliada na amostra coletada pelo método do *trier*. Isso pode ser consequência das diferenças no conteúdo de água entre os lados da leira, visto que cada amostra composta era retirada de um lado da leira. Devido à posição da leira no pátio, uma das suas faces pode receber mais insolação e ficar mais ressecada. Esse erro pode ser reduzido com o revolvimento da leira antes da amostragem.

Embora algumas fontes de erros sejam reduzidas após a compostagem, outras podem surgir, devido à operação das leiras e ao comportamento dos nutrientes. Brinton *et al.* (2012) verificaram que o conteúdo de água, os teores de P, K e o pH foram diferentes ao longo do perfil vertical da leira. Os mesmos autores apontaram que o teor de K foi maior próximo à base, devido ao seu movimento descendente na pilha.

Essa possível variação espacial de algumas variáveis reforça a relevância da amostragem composta a partir de vários incrementos (reduz o Erro de Agrupamento) e também do revolvimento do material antes da amostragem (reduz o Erro de Segregação) (USEPA, 2002). A discussão sobre o número de incrementos adequados por amostra composta é bastante limitada na literatura. Segundo o TMECC deveriam ser coletados pelo menos 15 incrementos de igual volume (aprox. 1 L) para garantir a representatividade da amostra (THOMPSON *et*

*al.*, 2001). Como o manual prevê um volume pequeno por incremento, viabiliza esta prática. Porém, quando o volume do incremento é calculado a partir do diâmetro das maiores partículas, de modo a reduzir a variância do EFA (GY, 2004), tem-se um volume/massa maior por incremento, o que dificulta o atendimento à quantidade prevista no TMECC.

Aos 120 dias de compostagem, os níveis de imprecisão associados a determinação das características químicas das leiras foram similares entre o método do *trier* e da TAM, embora tenham sido utilizadas apenas duas amostras compostas por leira para o primeiro e quatro para o último. Esse comportamento só não ocorreu para as variáveis conteúdo de água e P. Apesar disso, a imprecisão associada à determinação do conteúdo de água pelo método do *trier* pode ser reduzida, como já discutido.

Por outro lado, no início da degradação dos resíduos (8 dias), as imprecisões associadas às determinações das características físicas e químicas das leiras, nas amostras coletadas pelo método do *trier*, foram superiores àquelas verificadas nas amostras coletadas pelo método da TAM (Figura 5.5a e Figura 5.5b). Ainda que o aumento do número de amostras compostas pudesse, em tese, diminuir a imprecisão (variabilidade de distribuição da variável dentro da leira) e melhorar a representatividade da amostragem pelo método do *trier*, no início da compostagem, o método apresentou outras limitações relevantes nesta etapa da compostagem. Estas foram consequência do amostrador ser inapropriado às características do material, o que impediu a minimização de quase todos os erros associados à amostragem (Tabela 5.1).

Em vista dos resultados apresentados, considerou-se o método da NBR 10.007:2004 – ‘método *trier*’ adequado para a caracterização do composto pronto, obtido após 120 dias de compostagem, com a condição de se revolver ou peneirar a leira antes da amostragem. O revolvimento das leiras antes da amostragem reduz a interferência da zona de interface do material com o ambiente e a estratificação química que ocorre no perfil vertical da leira (BRINTON *et al.*, 2012). Dessa forma, minimiza-se o Erro de Segregação, tratado na TAM.

O revolvimento ou o peneiramento da leira foram as únicas alternativas consideradas adequadas para correção dos dois erros verificados neste método: determinação do conteúdo de água e pH do composto. A retirada da camada mais externa da leira antes da amostragem, outra alternativa possível, apenas eliminaria o erro na determinação do conteúdo de água do composto. Sugere-se também que sejam amostradas três alturas da leira (próximo a superfície, na altura média da leira e próximo ao piso), conforme indicado no TMECC (THOMPSON *et al.*, 2001).

Devido às limitações discutidas, a amostragem pelo método da NBR 10.007:2004 – ‘método *trier*’ não se mostra adequada para a estimativa das características das leiras na fase inicial da compostagem (8 dias), quando empregados resíduos com acentuadas diferenças de forma, tamanho, densidade e conteúdo de água das partículas. A aderência das partículas ao amostrador vai ser dependente desses aspectos, podendo, com isso, ocorrer vieses na amostragem. É importante salientar que, aos 8 dias, dificilmente poderiam ser eliminados os erros na quantificação do conteúdo de água e pH da leira. Além disso, poderiam haver diferenças significativas em relação aos teores de nutrientes entre os métodos do *trier* e da TAM, se houvesse menor diferença no conteúdo de água entre os resíduos alimentares e os resíduos de poda.

Desse modo, recomenda-se a avaliação de outros métodos para a amostragem das leiras em estágio inicial de compostagem. Uma alternativa é o procedimento descrito no TMECC (THOMPSON *et al.*, 2001). Ele apresenta a vantagem de não limitar o diâmetro da partícula e tampouco a massa do incremento. Além disso, a amostragem é realizada no formato original da leira, sem necessidade de espaço adicional de pátio. A sua desvantagem é a necessidade de mecanização em leiras de grandes dimensões.

Devido a variabilidade de distribuição dos nutrientes e do conteúdo de água dentro da leira entende-se que para a caracterização dessas variáveis, tanto no início da compostagem como no composto pronto, é necessário o emprego de, no mínimo, duas amostras compostas por leira. No método da TAM a determinação do teor de MO e pH das leiras, tanto aos 8 como aos 120 dias, poder ser feita a partir de uma única amostra composta por leira, visto a baixa variação dessas características dentro da leira ( $CV \leq 5\%$ ). Quando da amostragem pelo método do *trier* sugere-se sempre a retirada de duas amostras compostas por leira, independente da variável a ser analisada.

De uma maneira geral, para se definir a quantidade de amostras compostas por leira devem ser considerados o tamanho da leira, a heterogeneidade de forma, tamanho e composição dos resíduos, as variáveis de interesse e a operação das leiras durante a compostagem. Maior esforço será necessário na amostragem de materiais mais particulados, ou quando as variáveis avaliadas estiverem em baixas concentrações ou suas concentrações forem discrepantes entre as partículas que compõe a leira.

Uma maneira de calcular o número de amostras compostas é abordada no manual da USEPA. Nesse cálculo são levadas em consideração a estratégia de amostragem utilizada (aleatória,



sistemática, estratificada), a estimativa do desvio padrão esperado para a variável de interesse, a precisão requerida na amostragem e a margem de erro aceitável (USEPA, 2002).

Todavia não é somente o número de amostras compostas que vai definir uma boa amostragem. Para que este objetivo seja alcançado deve haver um plano que inclua a estratégia de amostragem (localização dos pontos de amostragem), a quantidade e o volume dos incrementos por amostra composta e a quantidade total de amostras compostas.

### **5.3 Caracterização dos resíduos**

#### **5.3.1 Características médias dos resíduos alimentares provenientes das duas rotas de coleta (rota 'A' e rota 'B')**

Os resíduos de sacolões e os resíduos de restaurantes, ambos presentes nas duas rotas de coleta, são diferentes em termos de composição qualitativa (tipos de alimentos), nível de processamento e, por consequência, forma e tamanho de partículas.

Fazem parte da composição dos resíduos de sacolões principalmente as frutas, verduras e legumes *in natura*, enquanto nos resíduos de restaurante têm-se esses mesmos grupos de alimentos, somados às leguminosas, cereais e produtos de origem animal. Como nos sacolões a maioria dos alimentos não passa por nenhum tipo de processamento, os resíduos ali produzidos refletem a forma, tamanho de partícula e características físicas e químicas originais dos alimentos.

Nos restaurantes, por outro lado, as características dos alimentos e, conseqüentemente, dos resíduos, são alteradas devido aos processos culinários a que foram submetidos. Esse processamento modifica a forma e reduz o tamanho das partículas, enquanto a presença de alimentos cozidos (*e.g.* legumes, massas, arroz e feijão) aumenta sua deformabilidade. A utilização de produtos para o preparo de alimentos (sal, óleo, temperos e molhos prontos), em restaurantes, é outro diferencial em relação aos resíduos de sacolões.

Os resíduos alimentares provenientes da rota 'B' (mais RR) apresentaram conteúdos de nutrientes (N e P) significativamente ( $p < 0,05$ ) superiores e relação CO/N significativamente inferior ( $p < 0,05$ ) aos resíduos alimentares provenientes da rota 'A' (menos RR) (Tabela 5.3). O maior conteúdo de N e P nos resíduos alimentares provenientes da rota 'B' se dá pela maior presença de resíduos de restaurante nessa rota, comparado a rota 'A'. Os resíduos de restaurante possuem maiores teores desses nutrientes, por conterem na sua composição resíduos alimentares de origem animal (carnes, leite, ovos) e leguminosas (GALLAGHER,

2010), ambos ausentes nos resíduos de sacolões. Apesar disso, também pouca quantidade de resíduos de origem animal era esperada nos resíduos provenientes de restaurantes, pois os restaurantes foram instruídos a não incluí-los no montante destinado à compostagem.

**Tabela 5.3** - Características dos resíduos alimentares provenientes das rotas de coleta 'A' e 'B', recebidos na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Variáveis	Rota 'A' (menos RR)				Rota 'B' (mais RR)				p-valor	
	n	Mín	Máx	Média ± DP	n	Mín	Máx	Média ± DP		
Água (%) <sup>a</sup>	23	75,9	86,2	80,9 ± 2,8	22	77,8	84,8	81,5 ± 2,1	0,44 <sup>ns</sup>	
pH <sup>a</sup>	22	4,1	4,9	4,5 ± 0,2	21	4,2	4,7	4,4 ± 0,1	0,45 <sup>ns</sup>	
N (% MS) <sup>a</sup>	23	1,1	1,8	1,4 ± 0,2 b	22	1,3	2,2	1,6 ± 0,2 a	< 0,01	
Rel. CO/N <sup>a</sup>	23	21	35	28 ± 3 a	22	17	28	23 ± 3 b	< 0,01	
K (% MS) <sup>a</sup>	23	1,3	2,4	1,8 ± 0,3	21	1,6	2,2	1,8 ± 0,2	0,84 <sup>ns</sup>	
		<b>n</b>	<b>Mín</b>	<b>Máx</b>	<b>Mediana</b>	<b>n</b>	<b>Mín</b>	<b>Máx</b>	<b>Mediana</b>	
MO (% MS) <sup>b</sup>	23	85,3	93,1	91,6 a	22	86,1	91,9	89,3 b	< 0,01	
P (% MS) <sup>b</sup>	23	0,14	0,39	0,18 b	22	0,17	0,68	0,20 a	0,019	

Rota 'A': predominância de resíduos de sacolões e pequena proporção de resíduos de restaurante

Rota 'B': maiores proporções de resíduos de restaurantes comparado a rota 'A', mas também presença de resíduos de sacolões.

N: nitrogênio total; CO: carbono orgânico; K: potássio total; P: fósforo total; MO: matéria orgânica; MS: matéria seca, n: número de observações, min.: mínimo, máx.: máximo, DP: desvio padrão; ns: não significante.

<sup>a</sup> Comparação de médias pelo teste t de Student (A distribuição dos dados foi normal e as variâncias homogêneas; teste de Shapiro–Wilk,  $p < 0,05$ ; teste de Levene,  $p < 0,05$ ).

<sup>b</sup> Comparação de medianas pelo teste U de Mann-Whitney (Distribuição dos dados não normal).

Os valores das médias ou medianas na mesma linha seguidos por diferentes letras são considerados significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

Os elevados teores de P em alimentos ricos em proteínas ocorre porque o P está ligado a alguns aminoácidos que constituem as proteínas (ANDERSON *et al.*, 2006; GALLAGHER, 2010). O maior teor de N nas leguminosas, comparado a outros vegetais, é decorrência da simbiose dessas espécies com as bactérias fixadoras de nitrogênio do solo (ETTINGER, 2005).

A ausência de diferenças nos teores de K entre os resíduos alimentares das duas rotas pode ser consequência da sua boa distribuição entre a maioria dos alimentos *in natura*, por ser um nutriente abundante tanto em plantas como em animais. A única exceção são os cereais, nos quais os teores de K são mais baixos (WHITNEY; ROLFES, 2008). O fato de que, em restaurantes, a maior parte dos alimentos, como legumes, é cozida (preparo que reduz os seus teores de K) (NEPA-UNICAMP, 2011) aparentemente não influenciou o teor de K dos resíduos. Porém, a ausência dessa influência também pode ser consequência de uma menor

proporção desses alimentos nos resíduos, devido ao seu menor desperdício ou ao seu menor conteúdo de matéria seca.

Embora a composição dos alimentos explique algumas características dos resíduos, essa associação precisa ser feita com cuidado. Uma das limitações é que os conteúdos de nutrientes apresentados nas tabelas de referência dos alimentos dizem respeito às suas partes comestíveis; enquanto isso, nos resíduos, o conteúdo de nutrientes também é influenciado pela parte não comestível, principalmente as cascas das frutas.

O maior teor de N nos resíduos alimentares da rota 'B' (mais RR) também explica a sua menor relação CO/N (Tabela 5.3). Desse modo, a maior presença de resíduos de restaurante na composição dos resíduos alimentares a serem compostados, indica a necessidade do emprego de maior quantidade de uma fonte de carbono adicional nesse processo. O elevado conteúdo de água e a baixa porosidade (pequeno tamanho de partícula e grande deformabilidade) dos resíduos de restaurante também justificam isso. Do contrário, as condições aeróbias ficariam comprometidas, o que reduziria a taxa de degradação dos resíduos e aumentaria a geração de gases do efeito estufa, como o CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (YANG *et al.*, 2013). Além de proporcionar melhor aeração, os agentes estruturantes reduzem a lixiviação de nutrientes para fora da leira (YANG *et al.*, 2013), como consequência da sua elevada capacidade de retenção de água, na faixa de 260 – 440 % (AHN *et al.*, 2009).

Por outro lado, quando predominam os resíduos de sacolões (frutas e vegetais *in natura*) na composição dos resíduos alimentares (rota 'A') a relação CO/N média apresenta-se adequada para que os mesmos sejam compostados sem o aporte de fonte de carbono adicional. Apesar disso, e embora constituídos de partículas maiores e mais rígidas que os resíduos de restaurante, os resíduos de sacolões também possuem elevada quantidade de água e tendência a maior compressibilidade com o avançar da sua decomposição. Desse modo, também neste caso, torna-se importante a adição do agente estruturante, embora em menores quantidades.

Outra característica que se diferenciou entre os resíduos alimentares provenientes das rotas 'A' e 'B' foi o teor de MO, que se mostrou inferior ( $p < 0,05$ ) na rota 'B', com maior presença de resíduos de restaurante (Tabela 5.3). Ainda assim, os teores de MO foram elevados nos resíduos alimentares de ambas as rotas ( $> 85\%$ ), devido à ocorrência da coleta seletiva na fonte e à triagem dos resíduos não compostáveis na unidade de compostagem.

As demais características físicas e químicas não se diferenciaram ( $p > 0,05$ ) entre os resíduos das duas rotas (Tabela 5.3). Os elevados conteúdos de água nos resíduos de sacolões se devem a sua predominância na constituição dos vegetais. A água corresponde, em média, a 90 % do peso das verduras e legumes *in natura* e 80 % do peso das frutas *in natura*. Os altos conteúdos de água também nos alimentos cozidos (legumes, leguminosas, massas e cereais) contribuem para esta mesma característica nos resíduos de restaurante (NEPA-UNICAMP, 2011).

Os baixos valores de pH nos resíduos alimentares são consequência do acúmulo de ácidos orgânicos, principalmente ácido lático e ácido acético (SUNDBERG *et al.*, 2011). Estes ácidos são formados durante a decomposição de materiais orgânicos de baixo peso molecular (YU *et al.*, 2010), processo que ocorre rapidamente nesta matriz devido ao seu elevado conteúdo de carboidratos não-estruturais (36 % dos sólidos voláteis) e proteínas (21 % dos sólidos voláteis) (FISGATIVA *et al.*, 2016).

Ausências de diferenças no conteúdo de água e pH dos resíduos alimentares de diferentes origens também foram observadas por Fisgativa *et al.* (2016), após avaliação de dados publicados em 70 artigos, de três regiões geográficas. A análise estatística permitiu aos autores inferirem que o conteúdo de água de resíduos de restaurante ( $80,9 \pm 6,8$ ), resíduos de frutas e hortaliças ( $76,9 \pm 7,7$ ) e resíduos de alimentos coletados seletivamente em domicílios ( $76,6 \pm 6,7$ ) são iguais. Quanto ao pH, nem mesmo a ausência de coleta seletiva em domicílios provocou diferenças e os valores estiveram em um intervalo de confiança de 4,9 - 5,3. Apesar disso, acreditamos que estes valores de pH possam estar superestimados para resíduos alimentares puros, pois 27 % dos dados não incluíam somente resíduos alimentares, mas também resíduos verdes, que apresentam pH mais elevado.

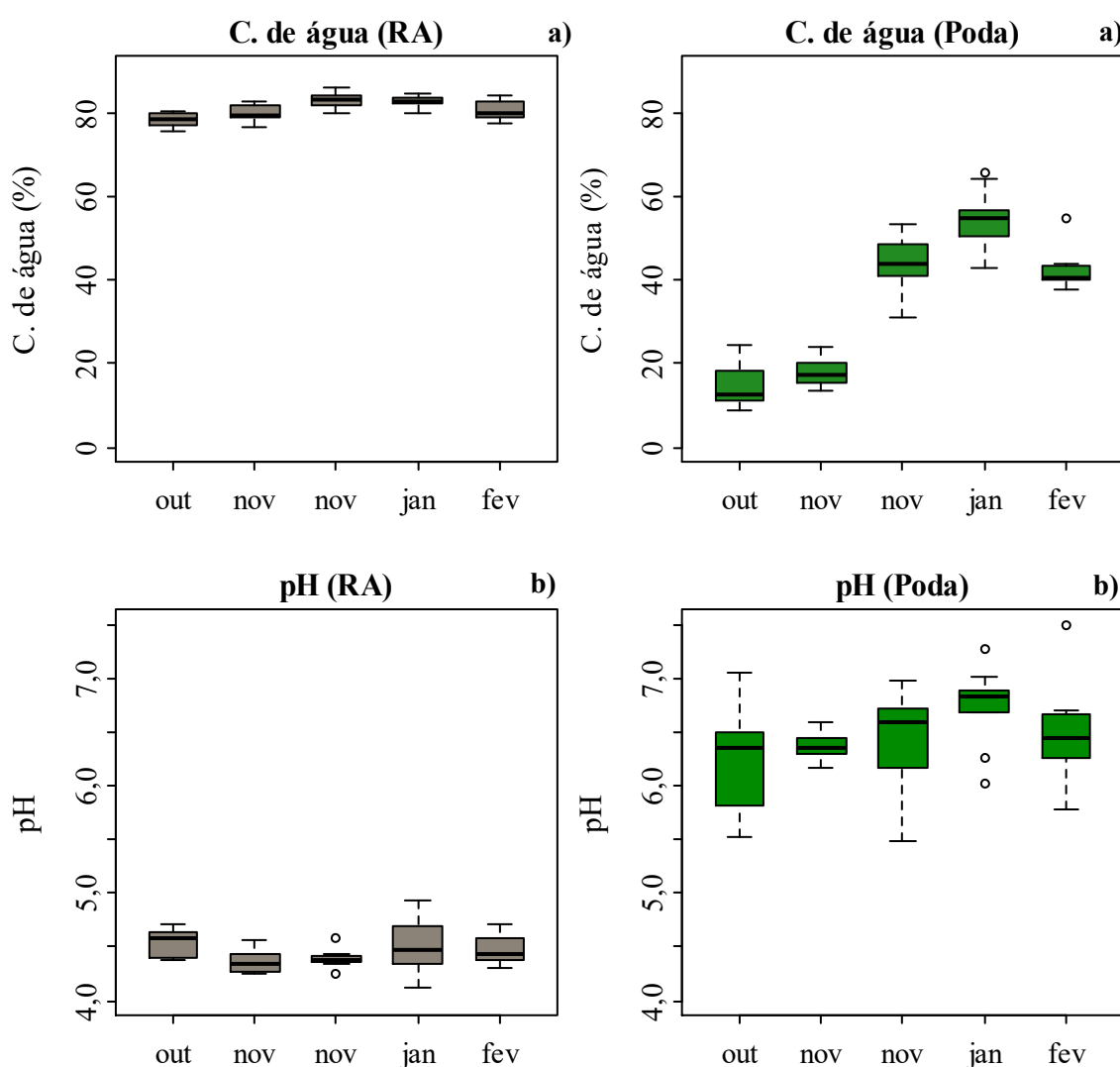
Apesar das rotas de coleta 'A' e 'B' terem sido diferenciadas pela quantidade de resíduos de restaurante presentes nos resíduos alimentares, ambas eram compostas por grandes quantidades de resíduos provenientes de sacolões. Assim, as características químicas dos resíduos alimentares avaliados na presente pesquisa se assemelham muito mais às características de resíduos de sacolão do que às de resíduos de restaurante. A ausência de resíduos de origem animal nos resíduos coletados nos restaurantes contribuiu neste sentido.

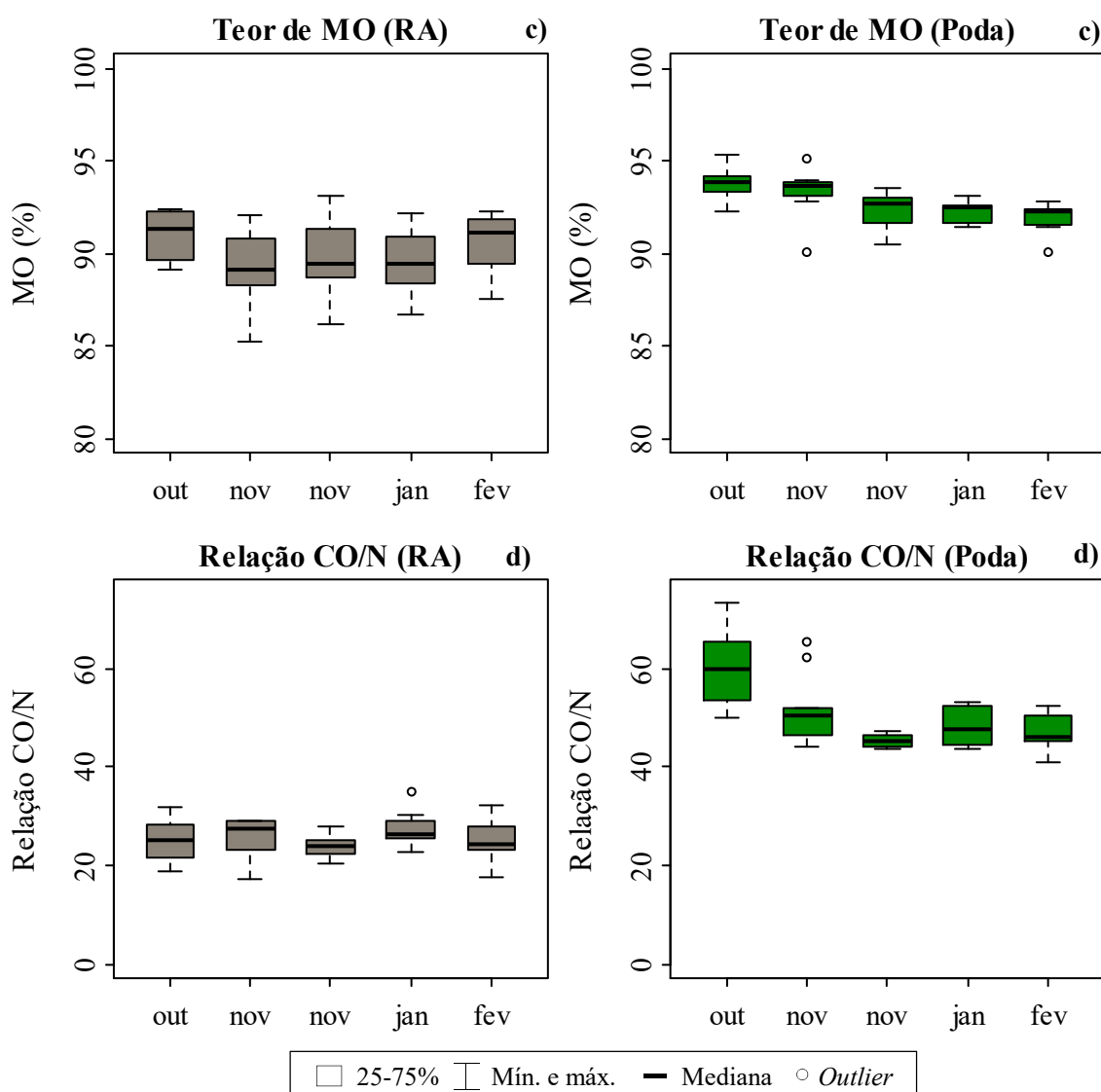
Uma das características dos resíduos de restaurante puros é a maior quantidade de nutrientes. Em uma caracterização de resíduos de restaurante feira na cidade de Hangzhou, na China, foram reportados teores de N de 2,3 % ( $\pm 0,2$ ) a 3,1 % ( $\pm 0,6$ ) (GUO *et al.*, 2014) e na

caracterização do mesmo tipo de resíduos realizada em Montreal, no Canadá, de 1,7 ( $\pm 0,1$ ) a 2,7 % ( $\pm 0,8$ ) (ADHIKARI *et al.*, 2008).

### 5.3.2 Influência do período do ano nas características dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda

Embora os resíduos alimentares coletados na rota 'A' e na rota 'B' tenham sido caracterizados separadamente, estes eram misturados para a montagem das leiras. Portanto, será tratada a variação temporal nos dois resíduos conjuntamente, sem distinção de origem. Na Figura 5.6 são apresentadas as características físicas e químicas dos resíduos alimentares (rota 'A' + rota 'B') e dos resíduos de poda dentro de cada período do ano e entre estes períodos.





**Figura 5.6** - *Box-plots* do conteúdo de água, pH, teor de matéria orgânica e relação CO/N dos resíduos alimentares (a) e dos resíduos de poda de árvores (b), nos diferentes períodos do ano. Nota: Para facilitar a comparação entre os dois tipos de resíduos, os gráficos de cada variável foram elaborados na mesma escala.

Nos gráficos, cada *box-plot* mostra a variação das características dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda dentro de uma semana, ou seja, dentro de uma única leira, visto que cada leira é montada com os resíduos acumulados durante uma semana. Já as diferenças entre os *box-plots* (períodos do ano) mostram as características de cada tipo de resíduo entre as diferentes leiras montadas na unidade de compostagem.

Porém, as características individuais dos resíduos não representam a característica inicial da leira, pois estes eram misturados em diferentes proporções para a sua montagem. Desse modo, a característica inicial da leira vai ser dependente da relação entre resíduos alimentares e resíduos de poda empregada na montagem das leiras.

Em virtude das características dos resíduos utilizados na compostagem, estes eram geridos de maneira diferente. Os resíduos alimentares, que possuem elevado conteúdo de matéria orgânica facilmente degradável ( $95 \text{ g kg}^{-1}$  de  $\text{C sol.}_{\text{H}_2\text{O}}$ , dados não apresentados), eram armazenados por curtos períodos de tempo nos próprios estabelecimentos geradores.

Já os resíduos de poda eram armazenados por longos períodos, na unidade de compostagem. Sua constituição, a partir de maiores quantidades de celulose (33 – 40 %), hemicelulose (4 – 21 %) e lignina (5 – 20 %) (BARY *et al.*, 2005), e, portanto, menores quantidades de  $\text{C sol.}_{\text{H}_2\text{O}}$  ( $7 \text{ g kg}^{-1}$ , dados não apresentados), permitia que estes ficassem expostos sem gerar odores ou atrair animais. Como na presente unidade eram armazenados em pátio descoberto, ficavam sob a ação direta das condições ambientais.

Devido a esta influência do armazenamento dos resíduos, houve maior amplitude no conteúdo de água dos resíduos de poda dentro de cada período (semana) do ano, bem como entre os períodos, comparado aos resíduos alimentares (Figura 5.6a e Figura 5.6b). Os conteúdos de água para este resíduo também foram significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) entre os períodos do ano (Tabela 5.4).

**Tabela 5.4** - Características físicas e químicas dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores utilizados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, por período do ano.

Variáveis	n	Períodos					CV (%)	p-valor
		Outubro	Novembro 1	Novembro 2	Janeiro	Fevereiro		
<i>Resíduos alimentares</i>								
Água (%) <sup>a</sup>	45	78,4 ± 1,8c	80,1 ± 1,9c	83,3 ± 1,8a	82,9 ± 1,5ab	80,7 ± 2,2bc	3,1	<0,01
MO (% MS) <sup>a</sup>	45	91,0 ± 1,4	89,3 ± 2,2	89,8 ± 2,2	89,4 ± 1,8	90,7 ± 1,7	2,1	0,23 <sup>ns</sup>
pH <sup>b</sup>	43	4,6	4,3	4,4	4,5	4,4	-	0,12 <sup>ns</sup>
CO/N <sup>a</sup>	45	25 ± 4	26 ± 4	24 ± 2	27 ± 4	25 ± 4	15	0,46 <sup>ns</sup>
<i>Resíduos de poda de árvore</i>								
Água (%) <sup>b</sup>	48	12,7 c	17,4 bc	43,9 a	54,9 a	40,5 ab	-	<0,01
MO (% MS) <sup>a</sup>	48	93,8 ± 0,9a	93,3 ± 1,3ab	92,3 ± 1,1bc	92,3 ± 0,6bc	92,0 ± 0,8c	1,2	<0,01
pH <sup>a</sup>	48	6,2 ± 0,5	6,4 ± 0,1	6,5 ± 0,5	6,7 ± 0,4	6,5 ± 0,5	6,5	0,13 <sup>ns</sup>
CO/N <sup>b</sup>	48	60 a	50 ab	45 b	48 ab	46 b	-	<0,01

MO: matéria orgânica; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; MS: matéria seca, n: número de observações; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo; <sup>a</sup> média ± desvio padrão; <sup>b</sup> mediana.

<sup>a</sup> ANOVA paramétrica (teste F) seguida pelo teste de Tukey (*unequal N HSD*) para comparação de médias (A distribuição dos dados foi normal e as variâncias homogêneas; teste de Shapiro–Wilk,  $p < 0,05$ ; teste de Levene,  $p < 0,05$ )

<sup>b</sup> ANOVA não paramétrica (Kruskal-Wallis *analysis of ranks*) seguida por comparação múltipla de *ranks* de médias (A distribuição dos dados não foi normal).

Valores na mesma linha seguidos por letras diferentes são considerados significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

Os menores conteúdos de água nos resíduos de poda, em outubro e na primeira semana amostral de novembro (13 – 17 %), são consequência da época seca na região, que ocorre de março a setembro. Já os maiores conteúdos de água, na segunda amostragem de novembro até fevereiro (41 – 55 %), são decorrência da influência das chuvas, que ocorrem de outubro a fevereiro (INMET, 2009) (Figura 4.1 - Seção 4 subseção 4.1).

O conteúdo de água dos resíduos alimentares não sofreu essa influência. Com isso, sua amplitude entre os períodos do ano foi de 10 %, enquanto aquela dos resíduos de poda foi de 55 %. Embora houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para o conteúdo de água dos resíduos alimentares entre os períodos do ano, tais diferenças (78 – 83 %) são desprezíveis para a montagem das leiras (Tabela 5.4). Com isso, pode ser considerado um valor fixo da quantidade de água nos resíduos alimentares. Por outro lado, é necessário um acompanhamento dessa variável para os resíduos de poda, de modo a permitir o controle da proporção de poda nas leiras ao longo do ano.

Outra variável afetada pelo gerenciamento dos resíduos foi o pH. Novamente os resíduos alimentares apresentaram pequenas amplitudes dos valores dentro de cada período do ano (Figura 5.6b). Também não houve diferença ( $p < 0,05$ ) de pH entre os períodos, cujos valores médios estiveram na faixa de 4,3 - 4,6 (Tabela 5.4).

Outros resíduos utilizados na compostagem, como os resíduos orgânicos de domicílios, podem apresentar faixa superior de variação do pH (4,9 - 6,6) ao longo do ano (HANC *et al.*, 2011). Isso decorre da variação na proporção entre os resíduos alimentares e resíduos de jardim, em função do tipo de residência e da sazonalidade. Consequentemente também é esperada maior variação da relação CO/N nos resíduos de domicílios.

Oliveira *et al.* (2016) reportaram que a relação CO/N de resíduos orgânicos domiciliares, coletados em Fortaleza/CE, variou na faixa de 20 a 44 ao longo de quatro campanhas amostrais, sendo que em uma dessas campanhas apresentou valor de 139, devido ao baixo teor de N dos resíduos, observado excepcionalmente neste episódio de coleta. Dessa forma, em unidades de compostagem que utilizam resíduos alimentares puros a relação CO/N inicial das leiras pode ser melhor controlada.

Os valores de pH dos resíduos de poda tiveram uma amplitude maior (5,5 - 7,1) entre os períodos do ano (Figura 5.6b). Apesar disso não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) de pH entre estes períodos (Tabela 5.4). Mesmo apresentando alta relação CO/N e constituição mais resistente, a poda de árvores triturada pode sofrer degradação parcial durante o seu

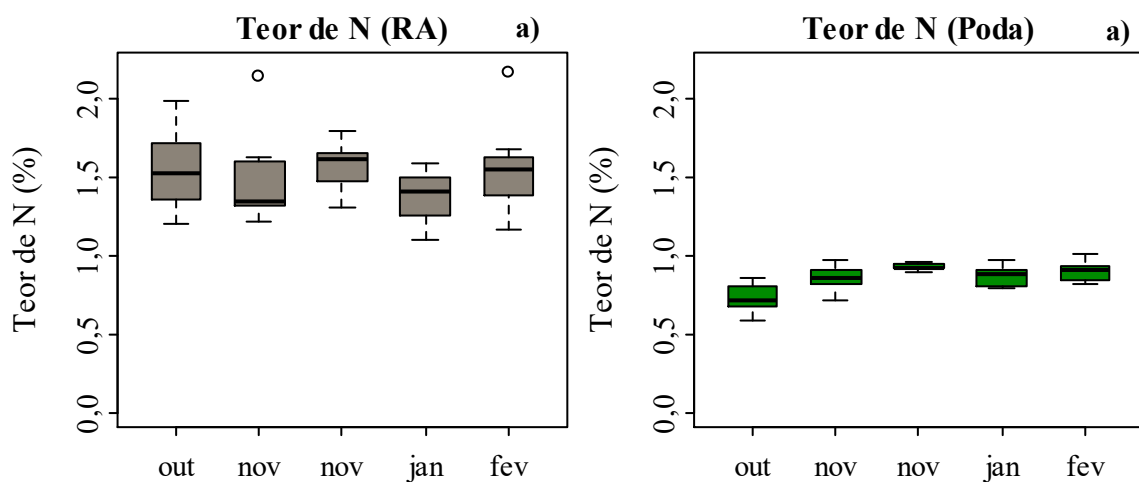


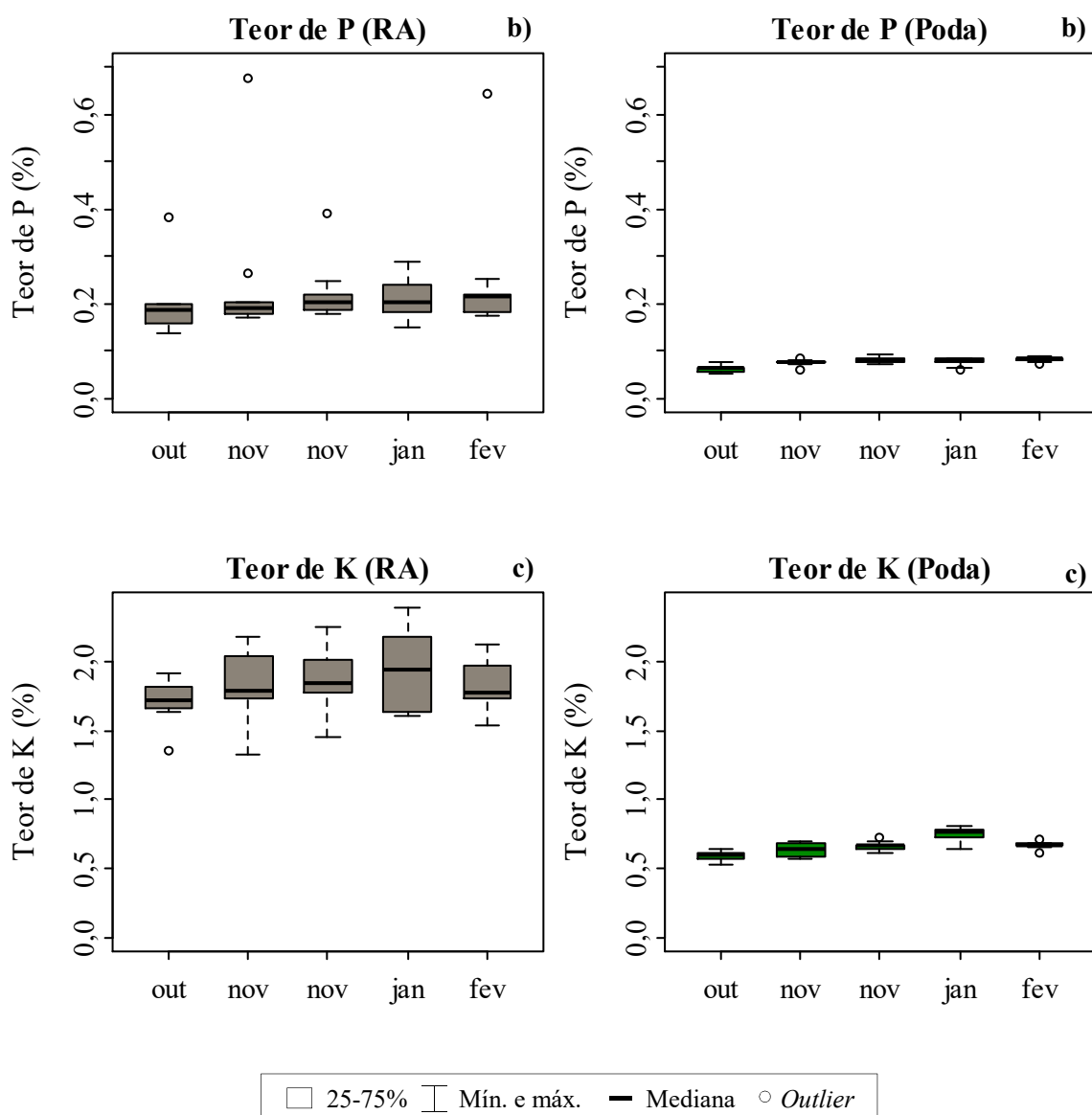
armazenamento (LÓPEZ *et al.*, 2010b). Desse modo, os resíduos de poda podem apresentar diferentes valores de pH, dependendo do tempo que estiverem armazenados. O pH mais elevado desses resíduos contribui para um melhor equilíbrio do pH inicial das leiras.

As variações nos teores de MO de ambos os resíduos, dentro dos períodos do ano e entre os meses de outubro e fevereiro, foram baixas (Figura 5.6c). Essa característica dos resíduos pôde ser bem preservada devido à coleta seletiva, como já mencionado. Por outro lado, na ausência da coleta seletiva, a fração de materiais inorgânicos (vidro, metal, areia, entre outros) misturada aos resíduos orgânicos reduz o conteúdo de MO da massa a ser compostada, mesmo havendo a triagem mecânica ou manual na planta de compostagem (LÓPEZ *et al.*, 2010a).

Quanto aos resíduos de poda, pouca variação é esperada em relação ao seu teor de MO. Comportamento diferente é evidenciado para outros tipos de resíduos verdes, como os resíduos de jardins e parques, compostos por diferentes frações (aparas de grama, aparas de cerca-viva, poda de árvores, folhas, além de solo e pedras) cujos teores de MO oscilam de 41,5 a 89,2 % (BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2010).

Na Figura 5.7 são apresentados os teores de nutrientes dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda dentro de cada período do ano e entre estes períodos.





**Figura 5.7** - Box-plots dos teores de N, P e K dos resíduos alimentares (a) e dos resíduos de poda de árvore (b) nos diferentes períodos do ano. Para facilitar a comparação entre os dois tipos de resíduos, os gráficos de cada variável foram elaborados na mesma escala.

A amplitude nos teores de N dos resíduos alimentares foi maior do que nos resíduos de poda tanto dentro dos períodos do ano, como entre estes períodos (Figura 5.7a). A maior diversidade de componentes nos resíduos alimentares justifica esse comportamento. Apesar disso, não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) nos teores de N dos resíduos alimentares entre os períodos do ano (Tabela 5.5).

**Tabela 5.5** - Teores de nutrientes (matéria seca) dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores, por período do ano.

Variáveis	n	Períodos					CV (%)	p-value
		Out	Nov 1	Nov 2	Jan	Fev		
<i>Resíduos alimentares</i>								
N (%) <sup>b</sup>	45	1,5	1,3	1,6	1,4	1,5	-	0,22 <sup>ns</sup>
P (%) <sup>b</sup>	45	0,19	0,19	0,21	0,21	0,22	-	0,44 <sup>ns</sup>
K (%) <sup>a</sup>	44	1,7 ± 0,2	1,8 ± 0,3	1,9 ± 0,2	1,9 ± 0,3	1,8 ± 0,2	13,0	0,38 <sup>ns</sup>
<i>Resíduos de poda de árvores</i>								
N (%) <sup>b</sup>	48	0,71 b	0,85 ab	0,93 a	0,89 ab	0,91 a	-	<0,01
P (%) <sup>b</sup>	48	0,064 b	0,076 ab	0,080 a	0,083 a	0,084 a	-	<0,01
K (%) <sup>a</sup>	48	0,6 ± 0,04c	0,6 ± 0,05bc	0,7 ± 0,03b	0,8 ± 0,05a	0,7 ± 0,03b	9,5	<0,01

N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: Potássio total; n: número de observações, CV: coeficiente de variação, ns: não significativo; <sup>a</sup> média ± desvio padrão; <sup>b</sup> mediana,

<sup>a</sup> ANOVA paramétrica (teste F) seguida pelo teste de Tukey (*unequal N HSD*) para comparação de médias (A distribuição dos dados foi normal e as variâncias homogêneas; teste de Shapiro–Wilk,  $p < 0,05$ ; teste de Levene,  $p < 0,05$ )

<sup>b</sup> ANOVA não paramétrica (Kruskal-Wallis *analysis of ranks*) seguida por comparação múltipla de *ranks* de médias (A distribuição dos dados não foi normal).

Valores na mesma linha seguidos por letras diferentes são considerados significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

Como a amplitude do teor de N dentro dos períodos do ano foi maior do que as diferenças nos teores medianos de N entre estes períodos, o efeito da sazonalidade da produção de alimentos parece alterar menos os teores desse nutriente do que a diversidade que existe naturalmente no resíduo. Os teores de P e K dos resíduos alimentares também não foram significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ) entre os períodos do ano.

A grande variabilidade nos teores dos nutrientes entre os grupos alimentares e dentro desses grupos (Figura 3.2 - Seção 3 subseção 3.8.2) explica as suas elevadas variabilidades dentro dos lotes de resíduos alimentares (Figura 5.8), bem como entre esses lotes (Figura 5.7). Todavia, somente uma avaliação da composição qualitativa dos alimentos desperdiçados nos comércios poderia contribuir para um melhor entendimento da variabilidade nos teores de nutrientes dos resíduos, visto que estes são influenciados pelos tipos de alimentos presentes nos comércios, sua durabilidade e conteúdo de água. Nesse sentido, os hábitos alimentares da população influenciam o predomínio de determinados alimentos nos comércios e, conseqüentemente, nos resíduos. A maior perecibilidade de alguns alimentos contribui para sua maior frequência de descarte e maior presença nos resíduos. Por fim, alimentos com menores quantidades de água contribuem mais para as características dos resíduos, devido a sua maior quantidade de matéria seca.

Contraponto o que foi aqui verificado, outros autores encontraram diferenças nos teores de N dos resíduos alimentares entre os períodos do ano. Adhikari *et al.* (2008) relacionam os maiores teores de N dos resíduos recebidos em uma unidade de compostagem de Montreal (Canadá), a partir da metade do verão, à disponibilidade de alimentos muito mais frescos, diversos e com menor preço nesta época do ano e também aos diferentes hábitos alimentares da população devido a essa condição climática. No inverno esses alimentos são importados e, por isso, mais caros. No Brasil, o clima favorece a grande diversidade de alimentos frescos o ano todo.

Para os resíduos de poda houve diferença temporal ( $p < 0,05$ ) nos teores de N, P e K (Tabela 5.5). A variação no conteúdo nutricional dos resíduos de poda pode ser decorrente da proporção entre as frações que o constituem, uma vez que as folhas, por exemplo, apresentam conteúdo muito superior de nitrogênio (1,0 %) comparado aos galhos (0,33 %) (KOMILIS *et al.*, 2012). Isso também parece valer para os demais nutrientes, haja vista o comportamento similar dos *box-plots* de N, P e K neste resíduo, o que indica a presença de uma maior fração lenhosa em outubro (Figura 5.7).

Embora a variação temporal no conteúdo de água e pH dos resíduos influencie as atividades operacionais da unidade de compostagem, não tem implicação direta sobre as características do composto orgânico a ser produzido. Já o conteúdo nutricional do composto é consequência direta dos teores de nutrientes presentes nos resíduos, embora também seja afetado pela operação do processo. Como a legislação nacional (IN SDA nº 25/2009 do MAPA) que regula a comercialização do composto como fertilizante orgânico prevê tolerâncias máximas de variação do teor de N do composto, entre os lotes produzidos (BRASIL, 2009), é importante que estes teores sejam mantidos constantes no material das leiras, na sua montagem.

Mesmo que os resíduos de poda tenham apresentado diferenças temporais no seu conteúdo nutricional, em teoria a sua proporção nas leiras de resíduos alimentares é muito pequena (embora na unidade de compostagem monitorada tenha se verificado o oposto), o que reduz a sua influência no composto. Por outro lado, as diferenças nos conteúdos de água e relação CO/N desses resíduos, entre os períodos do ano, influenciam a montagem das leiras. Desse modo, para equilíbrio da relação CO/N inicial das leiras, a análise dessas variáveis deve ser frequente.

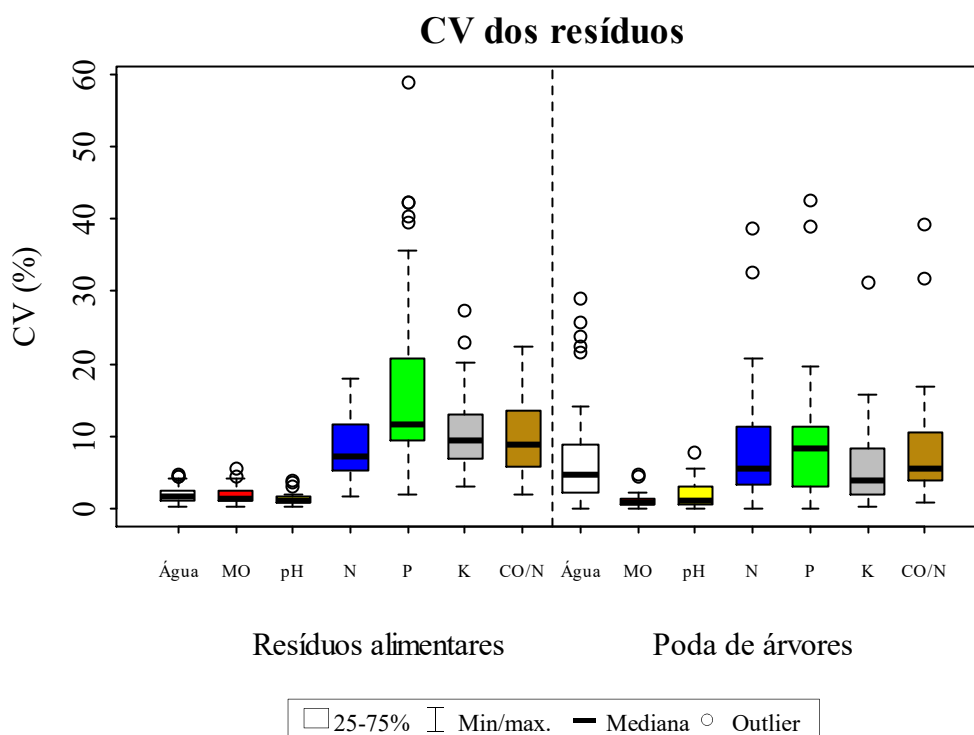
Mesmo não havendo efeito do período do ano sobre o conteúdo de nutrientes dos resíduos

alimentares, a heterogeneidade desses resíduos pode provocar variação nas características nutricionais do composto, entre os lotes produzidos, e dificultar o seu atendimento à legislação. Em contrapartida, seus conteúdos de água e relação CO/N podem ser considerados constantes ao longo do ano.

### 5.3.3 Precisão na representatividade das características dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores

Como houve grande similaridade quanto a variabilidade presente em cada carregamento (lote) de resíduos alimentares provenientes das rotas de coleta 'A' e 'B', para todas as variáveis, novamente os dados foram agrupados e será discutida a variabilidade associada às variáveis monitoradas nos resíduos alimentares de maneira geral.

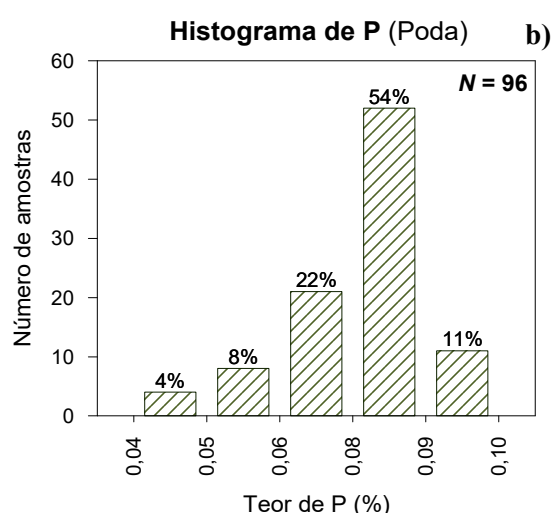
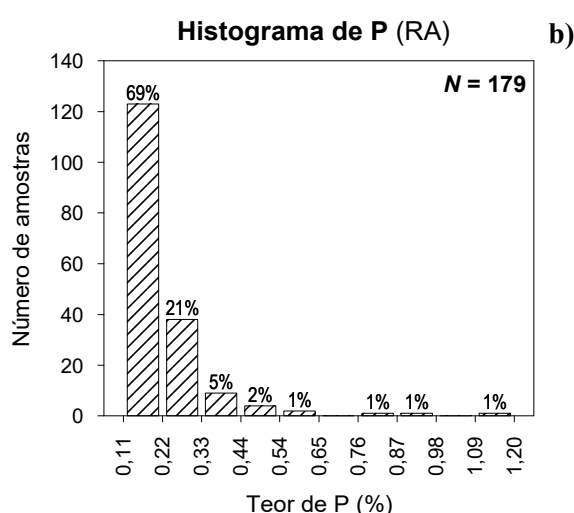
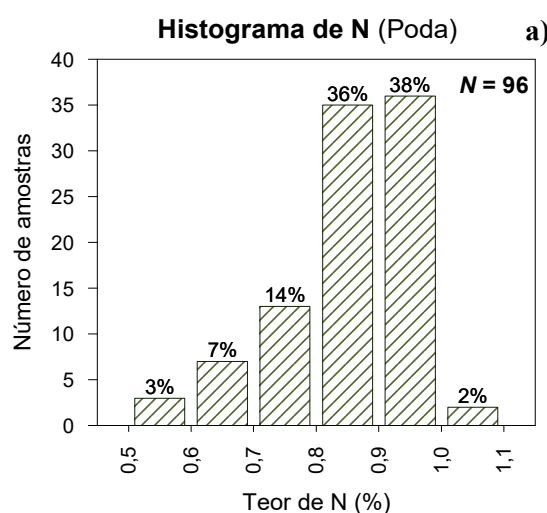
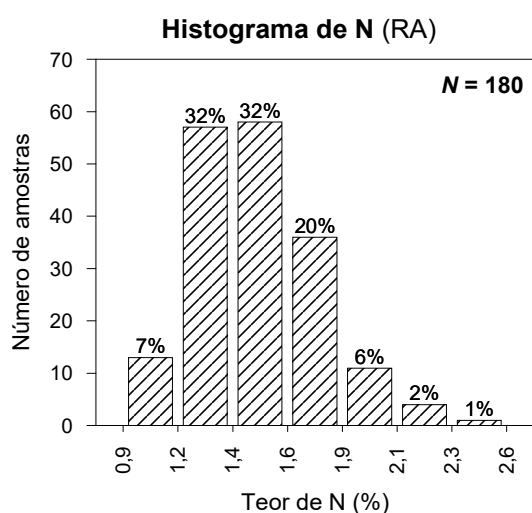
A partir da Figura 5.8 observa-se que houve um contraste entre as baixas variabilidades para o conteúdo de água, teor de MO e pH ( $CV \leq 5\%$ ) e as altas variabilidades para os teores de nutrientes e relação OC/N, dentro de cada lote de resíduos alimentares.

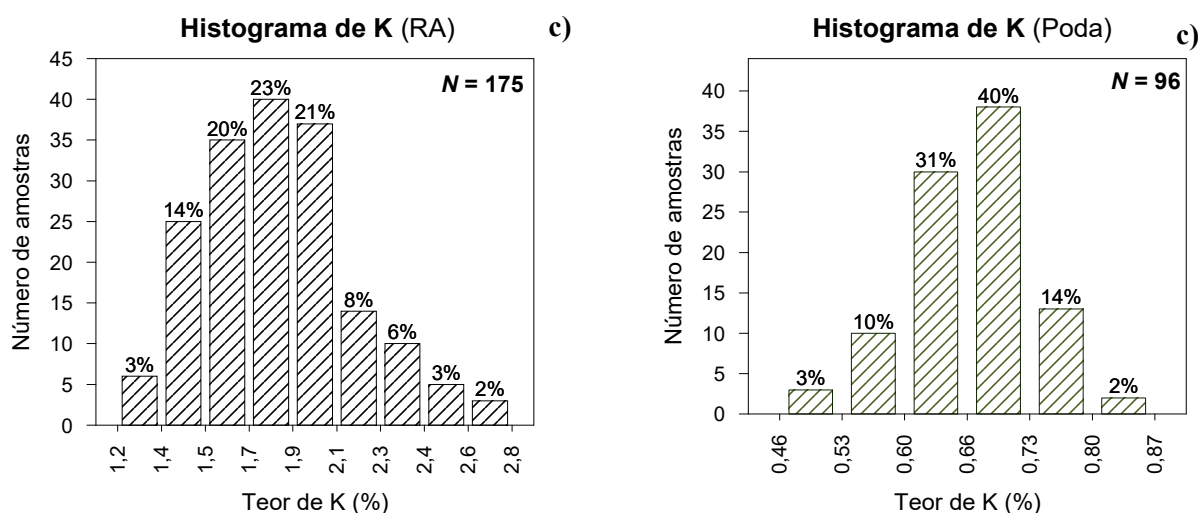


**Figura 5.8** - Box-plots dos CV entre as amostras compostas de cada lote de resíduos alimentares e de resíduos de poda de árvore amostrados.

As baixas variabilidades espaciais associadas ao conteúdo de água, teor de MO e pH dentro dos lotes de resíduos alimentares são consequência dessas características serem similares entre os alimentos presentes nestes resíduos.

Com relação às características nutricionais e relação CO/N dos resíduos alimentares, o oposto é verificado. O P destaca-se como o nutriente que apresenta as maiores variações espaciais ( $CV \leq 35\%$ ) dentro de um mesmo lote de resíduos alimentares, o que torna mais imprecisa sua caracterização. Embora o teor de P de todas as amostras compostas retiradas dos resíduos estivesse predominantemente (70%) na faixa de 0,11 - 0,22%, parte dessas (21%) apresentaram o dobro dos teores de P (0,22 - 0,33%) e 5% das amostras o triplo dos teores (0,33 - 0,44%) (Figura 5.9). Ou seja, os maiores teores de P foram 4 vezes superiores aos menores teores. A existência de grupos de alimentos com baixos teores de P (frutas e cereais), com elevados teores de P (leguminosas e ovos) e ainda outros cujos teores oscilam entre estas duas faixas, como as hortaliças *in natura* (0,08 - 0,90% de P na massa seca), contribuem para a grande variabilidade do nutriente no resíduo (Figura 3.2, Seção 3, subseção 3.8.2).





**Figura 5.9** - Histograma dos teores de N (a), P (b) e K (c) de todas as amostras compostas dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores. Nota: O N se refere ao número total de amostras compostas analisadas para cada nutriente, em cada resíduo.

A variação dos demais nutrientes entre todas as amostras compostas dos resíduos alimentares foi menor: nas classes mais representativas (95% das amostras) os teores de N estiveram na faixa de 0,9 - 2,1 % (variação de 2,3 vezes) e os teores de K entre 1,2 - 2,6 % (variação de 2,2 vezes) (Figura 5.9).

Para os resíduos de poda, as menores variabilidades espaciais dentro de cada lote amostrado foram para as mesmas variáveis com baixas variabilidades nos resíduos alimentares, à exceção do conteúdo de água. Para esta variável houve elevada variação dentro de um mesmo lote ( $CV < 15\%$ ) e a presença de vários *outliers* provocaram ainda maior dispersão nos dados (Figura 5.8). Essa variação pode ser consequência do gradiente do conteúdo de água que existe da parte externa para a parte interna do monte de armazenamento dos resíduos de poda, a partir do qual eram retiradas aproximadamente de 1 - 2 toneladas (Figura 4.14 - Seção 4 subseção 4.4.1), duas vezes por dia, para mistura com os resíduos alimentares.

As variações dos nutrientes N e P dentro de cada lote de resíduos de poda amostrado foram um pouco mais elevadas ( $CV \leq 20\%$ ) do que para o K ( $CV \leq 15\%$ ) (Figura 5.8). Os histogramas das classes de frequência desses nutrientes mostram que sua distribuição é mais homogênea no lote comparado à distribuição dos mesmos nutrientes nos lotes de resíduos alimentares. Para os resíduos de poda, em torno de 95 % das amostras coletadas apresentaram teores de N, P e K nas faixas de 0,6 - 1,0 %, 0,05 - 0,10 % e 0,53 - 0,80 %, o que correspondeu a variações de 1,7, 2,0 e 1,5 vezes nos teores desses nutrientes, respectivamente (Figura 5.9).

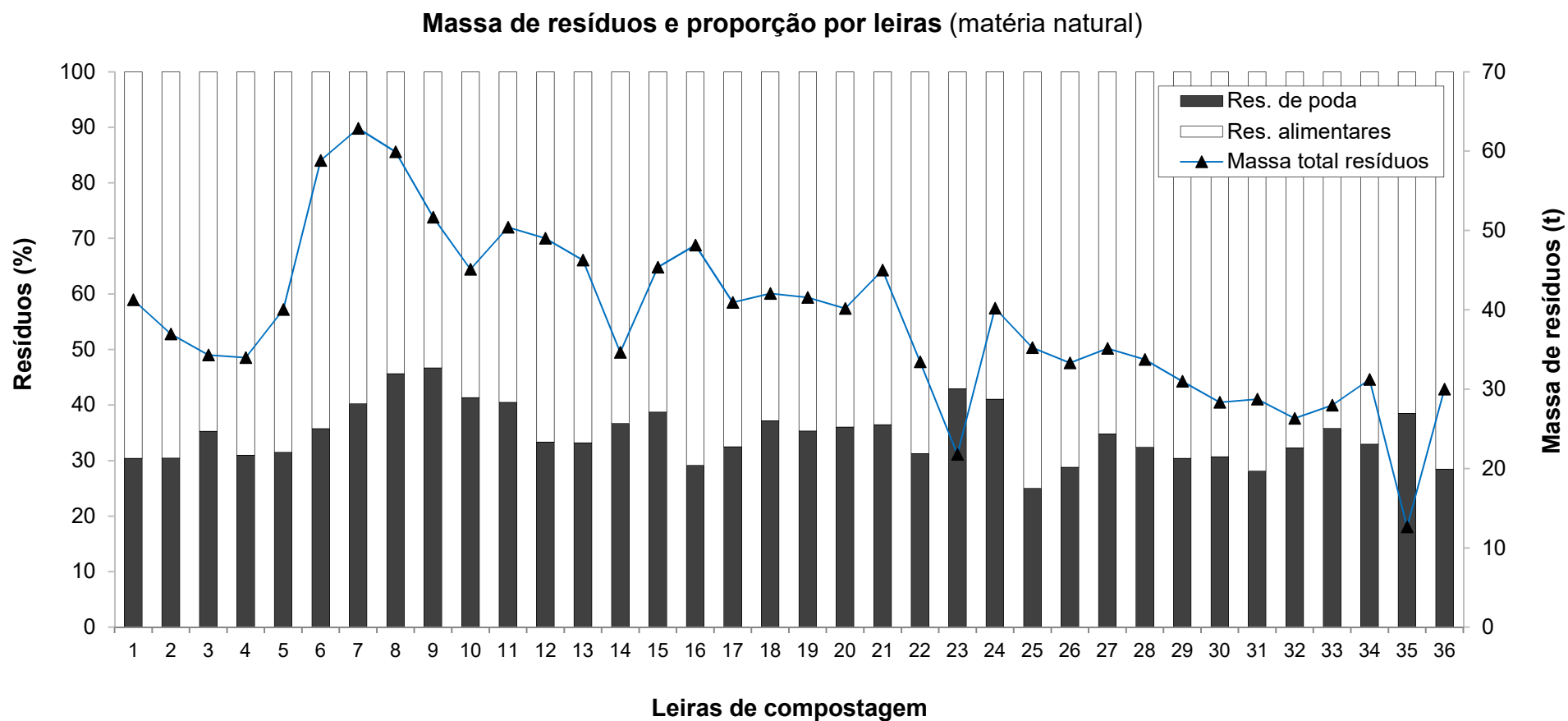
Devido à menor imprecisão associadas à caracterização do conteúdo de água, teor de MO e pH dos resíduos alimentares e pH e teor de MO dos resíduos de poda, a caracterização dessas variáveis pode ser feita a partir de uma única amostra composta dos resíduos, por lote amostrado. Por outro lado, a caracterização representativa dos teores de nutrientes dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda, bem como do conteúdo de água dos últimos, exige maior número de amostras compostas por lote.

## **5.4 Composto orgânico**

### **5.4.1 Características das leiras na sua montagem**

A massa de resíduos transformados via compostagem variou bastante durante o período experimental e apresentou comportamento decrescente ao longo do tempo. A quantidade média de resíduos por leira, na sua montagem, foi de aproximadamente 40 t, sendo a mínima de 12,7 t e a máxima de 62,9 t (Figura 5.10). A massa de resíduos não compostáveis (RNC) triados dos resíduos alimentares antes da compostagem correspondeu, em média, a 16 % do total de resíduos brutos recebidos por caminhão (dados não apresentados). A proporção dos RCN misturados aos resíduos alimentares foi, de no mínimo, 10 % e no máximo 24 %, por caminhão (lote) recebido.





**Figura 5.10** - Massa de resíduos utilizada na montagem das leiras (matéria natural) e proporção entre resíduos alimentares e resíduos de poda de árvores (matéria natural), por leira de compostagem.

Fonte: Gráfico elaborado a partir dos dados da Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) de Belo Horizonte (dados não publicados).

Nesta unidade de compostagem, o cálculo das massas de resíduos alimentares e resíduos de poda, para a montagem das leiras, visando a uma proporção de poda de 30 – 40 % na leira, era realizado na matéria natural. A proporção de resíduos de poda de árvores misturados aos resíduos alimentares foi, em média, de 35 % e variou na faixa de 25 – 47 % (Figura 5.10).

Porém, como os resíduos de poda possuem menor conteúdo de água, em média, de ~ 35 % (Tabela 5.4 - Seção 5.3, subseção 5.3.2), prevalecem na composição da leira, quando as massas são calculadas na matéria seca. Isso fica ainda mais pronunciado na época seca do ano, período em que o conteúdo de água da poda é geralmente inferior a 20 % (Tabela 5.4; Figura 5.6a - Seção 5.3, subseção 5.3.2).

Ao considerarmos para todas as leiras conteúdo de água nos resíduos de poda de 35 % e nos resíduos alimentares de 81 % (valores que correspondem às médias dos conteúdos de água desses resíduos entre todos os períodos do ano - Tabela 5.4) e uma proporção de resíduos de poda na leira de 35 % (valor médio utilizado), a proporção de massa seca de poda na montagem da leira seria, em média, de 65 %. Ou seja, os resíduos de poda de árvores dominaram a composição das leiras.

Quando o cálculo da mistura dos resíduos para a montagem das leiras é feito na matéria natural, a relação CO/N inicial das leiras pode apresenta-se superior ao valor ótimo indicado para o início do processo, de 30, uma vez que os agentes estruturantes, de um modo geral, possuem menor conteúdo de água e menor teor de N do que os resíduos alimentares. Nesta condição, o tempo de compostagem pode ser aumentado como consequência de um retardamento na degradação dos resíduos (EPSTEIN, 2011). Com isso maiores áreas são demandadas, encarecendo o processo.

Por outro lado, quando em proporção adequada, os resíduos de poda, bem como outros tipos de agentes estruturantes, entre eles: resíduos de fibra de algodão, capim *napier* (COSTA *et al.*, 2017), bagaço de cana de açúcar (COSTA *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2016) e palha de café (casca dos frutos do cafeeiro) (TEIXEIRA *et al.*, 2016) são considerados fontes de carbono adequadas para a compostagem.

Elevadas relações CO/N iniciais também podem dificultar a obtenção de um composto que atenda ao limite máximo permitido para este parâmetro. A normativa ambiental que regula a qualidade do composto orgânico (Resolução CONAMA n° 481/2017) e as normativas agrícolas que regulam o seu uso no solo como um fertilizante orgânico ou condicionador (IN SDA n° 25/2009 e IN SDA n° 35/2006 do MAPA) estabelecem um limite máximo para a

relação CO/N no composto de 20 (BRASIL, 2017; BRASIL, 2009; BRASIL 2006). Outra característica desfavorável da elevada presença de resíduos de poda é o baixo teor de nutrientes no composto.

Quando calculadas as massas dos resíduos necessárias para a montagem das leiras sem desconsiderar os seus conteúdos de água, contribui-se para o aumento na variação da proporção de poda entre as leiras, uma vez que o conteúdo de água desse resíduo apresenta oscilação temporal. Quando a proporção de resíduos de poda varia entre as leiras, também é esperada variação no conteúdo de nutrientes inicial das leiras, haja vista que os resíduos alimentares possuem maiores teores de N, P e K do que os resíduos de poda (Tabela 5.5; Figura 5.7 - Seção 5.3, subseção 5.3.2). Isso pode dificultar a manutenção da uniformidade nos teores de nutrientes do composto, entre os lotes produzidos.

#### 5.4.2 Variação temporal nas características das leiras na sua montagem e nas características do composto orgânico, entre os lotes produzidos

Na Tabela 5.6 são apresentadas as estatísticas descritivas das variáveis microbiológicas, físicas e químicas avaliadas no material das leiras no início da compostagem (8 dias).

**Tabela 5.6** - Estatística descritiva das 36 leiras amostradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem

Variáveis	Estatística descritiva					
	Mínimo	25 %	Mediana	Média	75 %	Máximo
<i>E. coli</i> (NMP g <sup>-1</sup> MS)	5,1×10 <sup>6</sup>	4,9×10 <sup>7</sup>	1,8×10 <sup>8</sup>	5,6×10 <sup>8</sup>	4,9×10 <sup>8</sup>	4,8×10 <sup>9</sup>
C. de água (%)	42,3	53,7	56,9	56,8	62,2	67,6
MO (% MS)	87,4	90,7	91,4	91,1	91,9	92,5
CO (% MS)	39,1	40,6	40,9	40,7	41,1	41,4
pH (H <sub>2</sub> O)	4,36	4,54	4,71	4,77	4,81	6,24
CO/N (MS)	29,6	33,4	34,7	34,6	36,1	37,9
N (% MS)	1,09	1,13	1,17	1,18	1,22	1,37
N (% MN)	0,38	0,45	0,52	0,52	0,57	0,77
P (% MS)	0,099	0,115	0,121	0,125	0,127	0,211
P (% MN)	0,034	0,046	0,053	0,054	0,060	0,081
K (% MS)	0,75	0,98	1,04	1,05	1,11	1,23
K (% MN)	0,25	0,41	0,45	0,46	0,51	0,63

NMP: número mais provável; MO: matéria orgânica; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; MS: matéria seca; MN: matéria natural.

Na Tabela 5.7 são apresentadas as estatísticas descritivas das mesmas variáveis e também da CTC e relação CTC/CO, no composto pronto (120 dias de compostagem).

**Tabela 5.7** - Estatística descritiva das 36 leiras amostradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso)

Variáveis	Estatística descritiva					
	Mínimo	25 %	Mediana	Média	75 %	Máximo
<i>E. coli</i> (NMP g <sup>-1</sup> MS)	6,5×10 <sup>2</sup>	5,6×10 <sup>3</sup>	3,1×10 <sup>4</sup>	1,3×10 <sup>5</sup>	2,1×10 <sup>5</sup>	5,2×10 <sup>5</sup>
C. de água (%)	22,0	43,5	51,9	48,9	56,5	66,7
MO (% MS)	77,7	81,7	83,6	83,3	84,9	87,6
CO (% MS)	34,6	36,4	37,3	37,1	37,8	39,1
pH (CaCl <sub>2</sub> )	7,14	8,01	8,21	8,18	8,46	8,98
pH (H <sub>2</sub> O)	7,84	8,78	9,05	8,95	9,19	9,62
CO/N (MS)	15,3	18,6	19,8	19,9	21,4	25,1
CTC (mmolc kg <sup>-1</sup> MS)	658	807	844	843	877	1091
CTC/CO (MS)	16,9	21,4	22,8	22,7	24,0	29,9
N (% MS)	1,56	1,77	1,86	1,89	1,97	2,39
N (% MN)	0,63	0,85	0,94	0,98	1,10	1,52
P (% MS)	0,164	0,221	0,251	0,257	0,283	0,383
P (% MN)	0,097	0,108	0,130	0,132	0,141	0,190
K (% MS)	1,00	1,35	1,54	1,63	1,95	2,41
K (% MN)	0,45	0,67	0,80	0,84	0,96	1,51

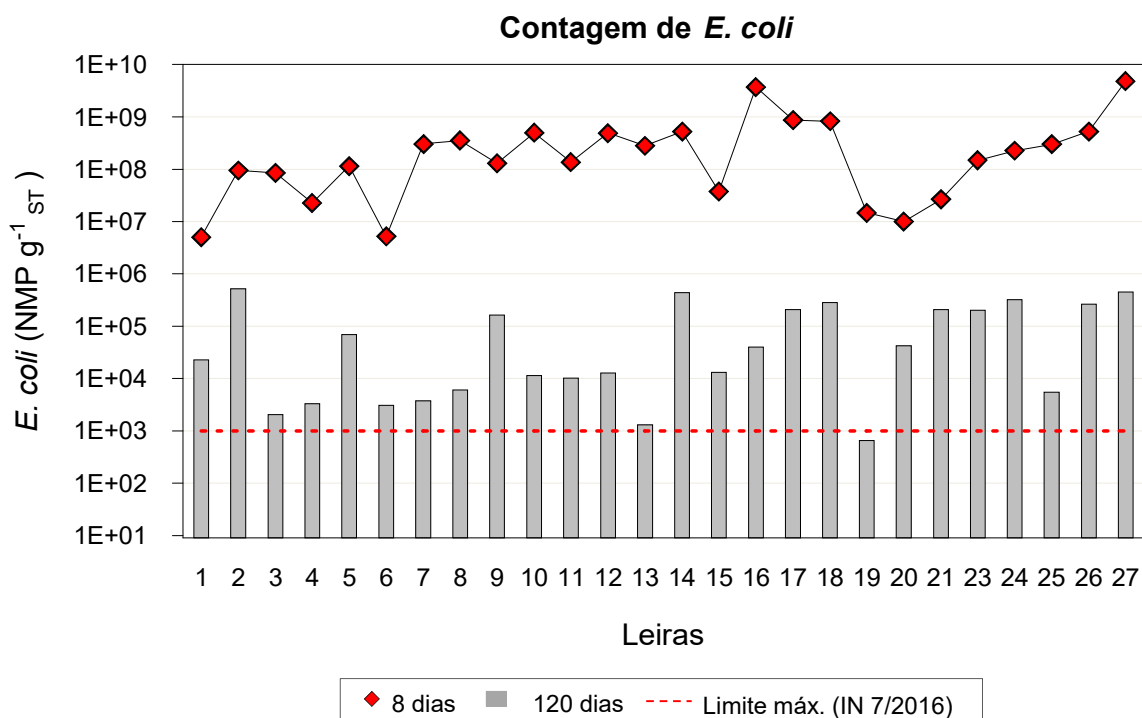
NMP: número mais provável; MO: matéria orgânica; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; CTC: capacidade de troca de cátions; P: fósforo total; K: potássio total; MS: matéria seca; MN: matéria natural.

Estas tabelas contêm informações mais detalhadas sobre os dados que serão apresentados nos itens 5.4.2.1 (contaminantes microbiológicos), 5.4.2.2 (parâmetros físicos, químicos e físico-químicos) e 5.4.2.3 (nutrientes).

Embora o composto orgânico possa ser comercializado como fertilizante orgânico, fertilizante organo-mineral, condicionador de solo e substrato para plantas, serão discutidas, nos itens seguintes, as suas características tendo em vista a sua comercialização como um fertilizante orgânico, por ser o uso que impõe mais exigências sobre o composto.

#### 5.4.2.1 Contaminantes microbiológicos

Nesta pesquisa, as contagens de *E. coli* em lugar das contagens de coliformes termotolerantes (parâmetro requerido pela legislação) foram utilizadas para avaliar a contaminação microbiológica da leira na sua montagem e no composto pronto (Figura 5.11 e Figura 5.12).



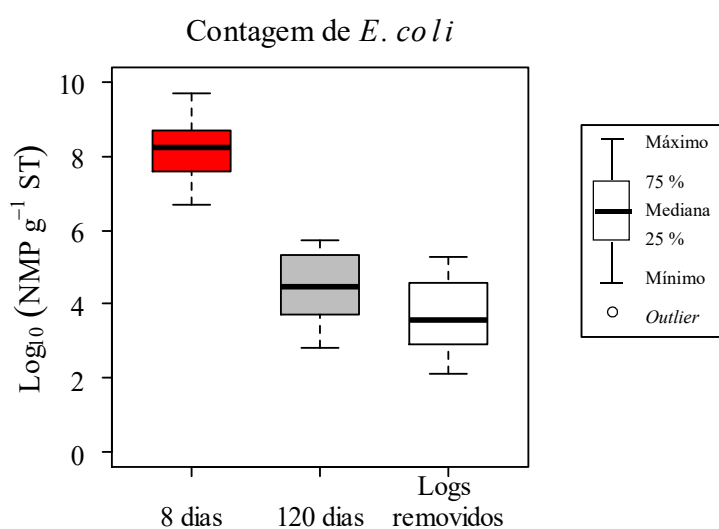
**Figura 5.11** - Série temporal da contagem de *E. coli* no material das leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias). Nota: somente 27 leiras foram avaliadas para essa característica.

A presença de *E. coli* nos resíduos e/ou a contaminação dos resíduos durante o seu armazenamento, transporte ou manuseio na unidade de compostagem fizeram com que as contagens desses organismos fossem elevadas, aos 8 dias. As contagens medianas de *E. coli* no material das leiras, aos 8 dias, foram da ordem de  $1,8 \times 10^{+08}$  NMP g<sup>-1</sup> ST. Entre as possíveis causas dessa contaminação está a condição de higiene do caminhão de coleta dos resíduos e dos recipientes utilizados durante o armazenamento dos mesmos nos estabelecimentos comerciais. Já na unidade de compostagem a contaminação pode ter sido consequência do livre acesso de animais (*e.g.* aves, cachorros, cavalos, porcos) ao pátio de compostagem. Repetidas vezes foi observada a presença de animais e suas dejeções no pátio, durante as amostragens.

Embora a presença de *E. coli* na FORSU seja reportada por vários autores (BRIANCESCO *et al.*, 2008; CHRISTENSEN *et al.*, 2002), as contagens aqui verificadas são maiores do que àquelas observadas para resíduos de origem animal, em que naturalmente se esperariam contagens superiores, visto a presença de dejeções. Paiva *et al.* (2013) relatam contagens de coliformes termotolerantes em resíduos agropecuários (carcaças e cama de frangos em mistura com agentes estruturantes), entre  $1,5 \times 10^{+06}$  NMP g<sup>-1</sup> ST e  $4,6 \times 10^{+06}$  NMP g<sup>-1</sup> ST, enquanto Moretti *et al.* (2015) reportam contagens de *E. coli*, em lodos de esgoto domésticos,

de  $1,2 \times 10^{+06}$  NMP  $g^{-1}$  ST, ambos valores inferiores aos observados no presente trabalho. Apesar disso, a origem fecal estrita do lodo parece contribuir para uma maior diversidade e densidade de outros tipos de organismos patógenos comparado a FORSU, principalmente se os últimos são separados na fonte.

Houve redução nas contagens de *E. coli* ao longo do processo de compostagem, para todas as leiras monitoradas. O número de unidades log removidas variou de 2,1 a 5,3, com mediana de 3,5 (Figura 5.12). Esse decaimento era esperado devido às elevadas temperaturas presentes nas regiões mais internas das leiras, principal mecanismo de eliminação de patógenos nestes sistemas biológicos.



**Figura 5.12** - Box-plots da contagem de *E. coli* no material das leiras aos 8 e 120 dias de compostagem e das unidades log removidas durante o processo.

Embora a temperatura da maioria das leiras avaliadas nesta pesquisa não tenha sido monitorada, o histórico desses valores (referente aos anos de 2013 e 2014) indica que a combinação tempo-temperatura para desinfecção do material, de 14 - 15 dias sob temperaturas  $> 55^{\circ}C$  (USEPA, 2003; BRASIL, 2017) é alcançada. Em geral, as leiras dessa unidade de compostagem apresentam temperaturas termófilas ao longo da maior parte do processo, e as temperaturas persistem nessa faixa até aos 120 dias de compostagem, com algumas exceções (SLU, 2015b). Como são realizados revolvimentos frequentes, também é esperado que todo o material da leira fique exposto a temperaturas superiores a  $55^{\circ}C$ , por, pelo menos, 3 dias (USEPA, 2003).

Apesar do decaimento observado, quase todas as leiras ainda apresentaram, aos 120 dias, contagens de *E. coli* superiores ao valor máximo admitido para coliformes termotolerantes no composto, de  $1,0 \times 10^{+03}$  NMP  $g^{-1}$  ST, conforme a IN SDA n° 7/2016 do MAPA (BRASIL,

2016b) (Figura 5.11). O único lote de composto que não excedeu este valor foi aquele obtido a partir da leira 19, cuja contagem foi de  $6,5 \times 10^{+02}$  NMP  $g^{-1}$  ST. As contagens medianas de *E. coli* no composto foram de  $3,1 \times 10^{+04}$  NMP  $g^{-1}$  ST.

Segundo Haug (1993) o limite imposto em vários países para o indicador fecal (coliformes termotolerantes), de até  $1,0 \times 10^{+03}$  NMP  $g^{-1}$  ST, é utilizado porque foi avaliado estatisticamente que a *Salmonella* (patógeno) era ausente em compostos com densidade de coliformes termotolerantes menores do que o referido valor.

A presença de *E. coli* no composto da FORSU de unidades de compostagem da Itália também foi reportada por Briancesco *et al.* (2008). Das 7 unidades que operavam com este tipo de resíduos, em duas delas as contagens de *E. coli* excederam o valor de  $1,0 \times 10^{+03}$  NMP  $g^{-1}$  ST no composto. No Brasil, Heck *et al.* (2013) também observaram contagens de *E. coli* em composto de RSU + lodos de esgoto acima do limite para coliformes termotolerantes em lodos de esgoto (ou produtos derivados) classe A, também de  $1,0 \times 10^{+03}$  NMP  $g^{-1}$  ST, definido na Resolução CONAMA n°. 375/2006 (BRASIL, 2006b). Isso reforça a dificuldades de obtenção de um composto de acordo com o padrão microbiológico proposto, considerando as condições em que os sistemas de compostagem são conduzidos.

Como na presente unidade de compostagem são empregadas as mesmas máquinas agrícolas no manuseio das leiras, em todas as atividades (*e. g.* triagem dos resíduos alimentares, montagem e revolvimento das leiras, realocação das leiras no pátio, carregamento do composto), a contribuição do revolvimento para sanitização do material fica comprometida. Este mesmo tipo de prática é adotada em outras unidades de compostagem no Brasil, como relatado por Heck *et al.* (2013).

Para a melhoria da qualidade microbiológica do composto e, com isso, seu uso seguro para homens, animais e plantas é necessário um melhor gerenciamento das atividades envolvidas no processo de compostagem, para que seja evitada a contaminação cruzada do composto. Somado a isso, o controle da contaminação dos resíduos e do material das leiras, no início da compostagem, mostra-se fundamental para o atendimento a este objetivo.

Epstein (2011) cita que, em unidades de compostagem em que não se dispõem de equipamentos separados para manuseio dos resíduos e do composto, os equipamentos precisam ser desinfetados entre as atividades. Isso poderia ser feito utilizando-se lavadores de alta pressão contendo agentes desinfetantes para higienização dos pneus e da concha das

máquinas agrícolas e das ferramentas manuais. Porém, na prática, esta alternativa pode ser difícil de ser adequadamente implementada, pois ocasiona atraso nas atividades operacionais, além do maior consumo de água no processo. Para que isso fosse viável seria necessário concentrar as atividades realizadas no material contaminado em uma parte do dia e as atividades no material sanitizado em outra parte do dia, o que reduziria o tempo gasto com a higienização das máquinas, o consumo de água e de agentes de limpeza.

As atividades realizadas na unidade de compostagem deveriam ser separadas em, pelo menos, três grupos: (i) atividades no material contaminado (manuseio dos resíduos, montagem das leiras, revolvimento, adição de água e realocação de leiras em estágio inicial de compostagem); (ii) revolvimento, adição de água e realocação de leiras em estágio intermediário de compostagem; (iii) revolvimento e adição de água em leiras em estágio final de compostagem e manuseio do material sanitizado (realocação de leiras em estágio final de compostagem, carregamento do composto).

Outra alternativa para melhorar a qualidade microbiológica do composto, que não exigiria esse controle sanitário no processo, é a implementação de um pós-tratamento. Pós-tratamentos térmicos podem ser uma alternativa interessante por se tratarem de sistemas simples. Neste caso é importante o estabelecimento de temperaturas suficientes para eliminar os organismos patogênicos, mas que, ao mesmo tempo, preservem o N do composto (nutriente que proporciona o seu maior valor econômico) e que permitam a sobrevivência de parte dos micro-organismos nativos do composto. Isso é importante pois a contaminação de um composto esterilizado poderia provocar o crescimento de patógenos em níveis muito elevados no produto, pela ausência de micro-organismos antagonistas ou competitivos no meio (EPSTEIN, 2003; HAUG, 1993).

Outro benefício do pós-tratamento térmico do composto é a padronização do seu conteúdo de água, que pode ser bastante variável, como será discutido no item 5.4.2.2.1. Além disso, a manutenção de um baixo conteúdo de água no composto reduz a possibilidade de proliferação de organismos patogênicos.

A temperatura e o tempo do pós-tratamento térmico são aspectos importantes a serem definidos. Haug (1993) cita que temperaturas de 70 °C por 30 minutos são equivalentes a temperaturas reportadas para sanitização do material em compostagem e são suficientes para redução dos organismos indicadores e patogênicos até os limites aceitáveis impostos pelas legislações. Na normativa portuguesa sobre matérias fertilizantes (Decreto-Lei n.º 103/2015)



indica-se a mesma temperatura, de 70 °C, mas por um tempo superior, de 1 h, para a higienização de resíduos em sistemas biológicos em que não se alcancem as temperaturas e tempos de higienização propostos (PORTUGAL, 2015).

Fatunla *et al.* (2017) também testaram o efeito do tratamento térmico na sanitização do lodo de esgoto. Neste caso os autores utilizaram-se de elevada temperatura (180 °C) por um período de 30 min. Foi verificado que o tratamento térmico sob a condição indicada foi suficiente para eliminar os coliformes totais e fecais, estafilococos, pseudomonas, *Salmonella* e *Shigella* sp do lodo. Em contrapartida, houve perda total do N presente no lodo.

Sossou *et al.* (2016) demonstraram que a fonte de aquecimento para o pós-tratamento do composto pode ser a própria energia solar. Os autores construíram uma caixa solar combinando o aquecimento causado pela luz solar e o efeito estufa, conseguindo com isso, criar um ambiente que, após três horas de aquecimento solar, proporcionou ao composto temperaturas próximas ou superiores a 70 °C, que se mantiveram por mais 2 h no material, quando então o experimento foi encerrado. Os autores verificaram uma homogeneidade na temperatura do composto e o decaimento de organismos indicadores e patógenos. Por outro lado, a exposição do composto a luz solar direta teve pouco impacto no decaimento dos organismos, pois as temperaturas do material estiveram na faixa de 30 °C.

Uma outra alternativa com potencial de auxiliar na sanitização do composto, ainda não explorada, é a radiação ultravioleta (UV). Muitos sistemas biológicos se utilizam da ação germicida da radiação UV – A, UV – B e UV – C, natural ou artificial, para o decaimento de organismos indicadores e patógenos. Isso é aplicado, por exemplo, no pós-tratamento de esgotos domésticos (DIAS, 2016).

A compostagem em sistemas fechados (*in-vessel*) mostra-se como mais uma possibilidade que pode contribuir para o atendimento aos parâmetros microbiológicos do composto, sem a necessidade de um pós-tratamento. Estes métodos são difundidos principalmente em países desenvolvidos, uma vez que requerem maior investimento e automação. Os sistemas *in-vessel* possibilitam melhor controle operacional, a medida que permitem regulagem da taxa de aeração (de acordo com temperatura do material ou com a concentração de O<sub>2</sub> ou CO<sub>2</sub> do ar), adição de água e revolvimento do material (SCHUCHARDT, 2005).

Devido ao controle existente, todo o material em compostagem fica exposto às mesmas condições (inclusive temperatura) na fase inicial do processo. Esse tempo é suficiente para que o material saia do reator sanitizado. Como a fração mais facilmente degradável dos

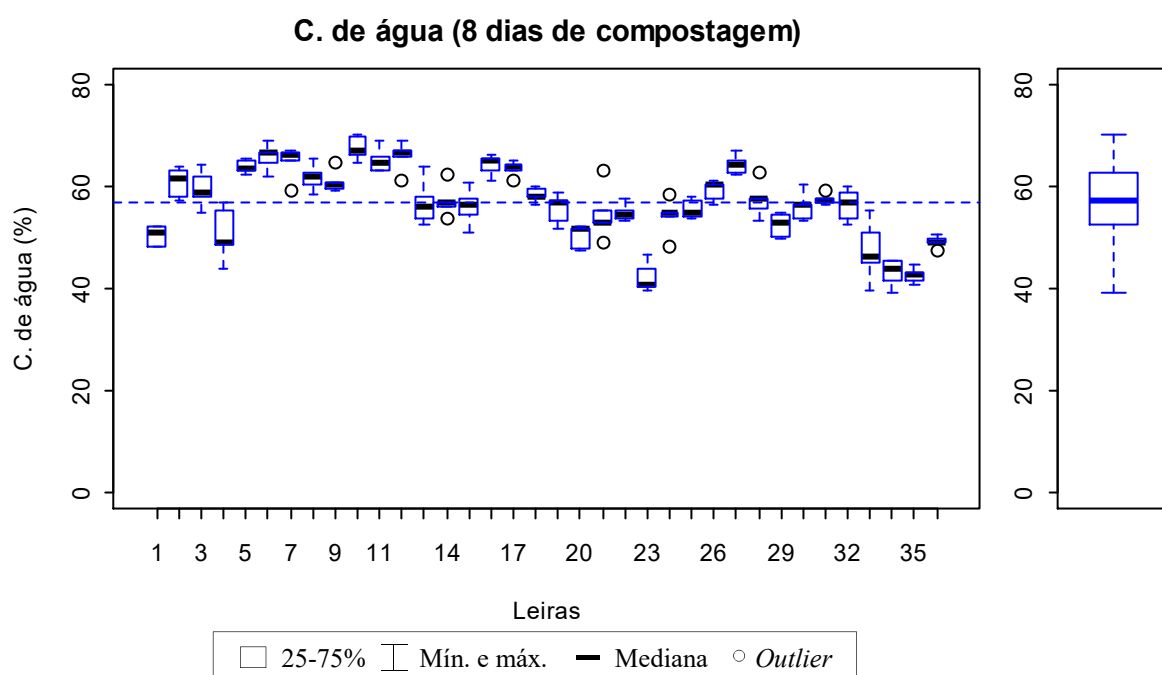
resíduos foi consumida dentro do reator, não haverá a atração de vetores durante a fase de maturação, em que o material é disposto no pátio. Além desse benefício os sistemas *in-vessel* permitem o gerenciamento do chorume e odor gerados no processo, características importantes para tornar o sistema mais sustentável.

A avaliação da presença de *Salmonella* sp. e da presença e viabilidade de ovos de helmintos, exigida na legislação brasileira, não foi realizada no composto orgânico monitorado nesta pesquisa.

#### 5.4.2.2 Parâmetros físicos, químicos e físico-químicos

##### 5.4.2.2.1 *Conteúdo de água*

Na Figura 5.13 é apresentado o conteúdo de água do material das leiras aos 8 dias de compostagem.



**Figura 5.13** - *Box-plots* do conteúdo de água no material das leiras no início da compostagem (8 dias), por leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

A variação no conteúdo de água aos 8 dias de compostagem, entre as 36 diferentes leiras montadas na unidade de compostagem, é consequência das características dos resíduos e também das condições ambientais atuantes sobre eles, ao longo dos sete dias que foram acumulados no pátio, antes da montagem da leira. Os resíduos de poda tiveram uma maior influência sobre a variação do conteúdo de água inicial da leira, dado que apresentam

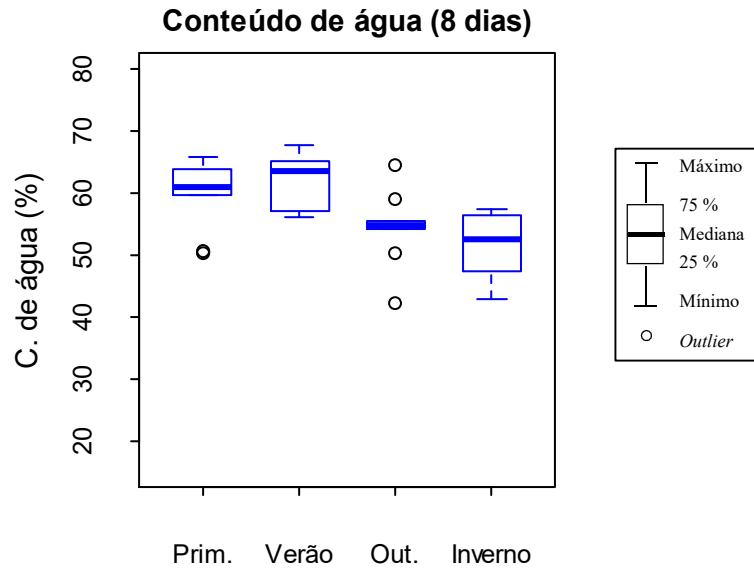
oscilação temporal para esta característica, enquanto nos resíduos alimentares o conteúdo de água é uniforme ao longo do tempo (Figura 5.6a - Seção 5.3, subseção 5.3.2).

As primeiras leiras montadas no período experimental (leiras 1 a 18), mais molhadas (Figura 5.13), foram aquelas confeccionadas dentro do primeiro período chuvoso (Figura 4.24 - Seção 4 subseção 4.6.3.1), que compreendeu principalmente de meados de outubro de 2015 a março de 2016 (Figura 4.1 - Seção 4 subseção 4.1). Isso é consequência do maior conteúdo de água nos resíduos de poda nesse período e do incremento de água na leira durante a semana em que os resíduos ficaram expostos no pátio (0 - 7 dias de compostagem), em decorrência da precipitação.

Os menores conteúdos de água nas leiras 19 a 36 (montadas de abril a setembro de 2016) se devem ao período seco do ano. Embora as leiras 30 a 36 tenham sido compostadas no segundo período chuvoso, elas foram montadas antes do início das chuvas (final de setembro de 2016), por este motivo apresentaram baixos conteúdos de água.

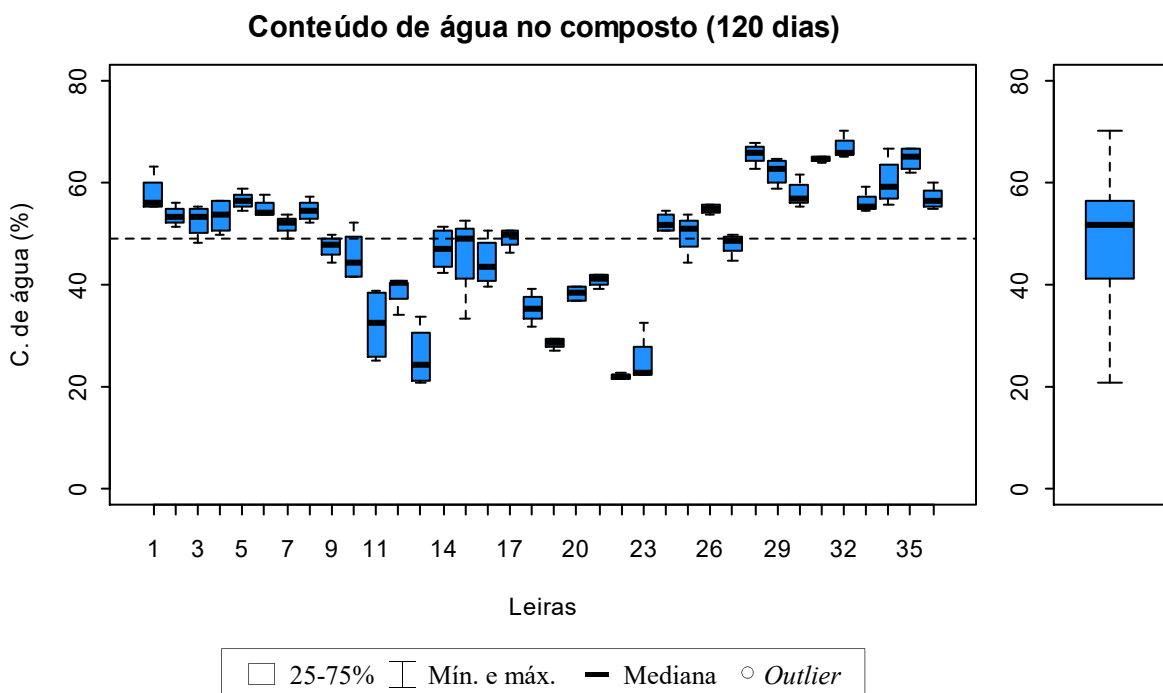
Ao longo das quatro estações do ano houve uma variação de 40 – 70 % no conteúdo de água inicial das leiras (8 dias de compostagem), sendo a média de 57 %. Embora estes valores encontrem-se dentro da faixa de desenvolvimento da atividade microbiana, conteúdos de água próximos a 40 % retardam a decomposição do material. Kumar *et al.* (2010) sugerem que o conteúdo de água de leiras montadas a partir da FORSU seja mantido em 60 % para acelerar o processo de compostagem. Assim, sugere-se a adição de água na montagem das leiras durante o período seco, ou seja, nas estações do outono e do inverno no município.

A partir da Figura 5.14 fica evidente os maiores conteúdos de água nas leiras montadas nas estações da primavera e verão e os menores conteúdos nas leiras montadas nas estações do outono, e, principalmente do inverno.



**Figura 5.14** - Box-plots das médias do conteúdo de água das leiras no início da compostagem (8 dias), para cada estação do ano.

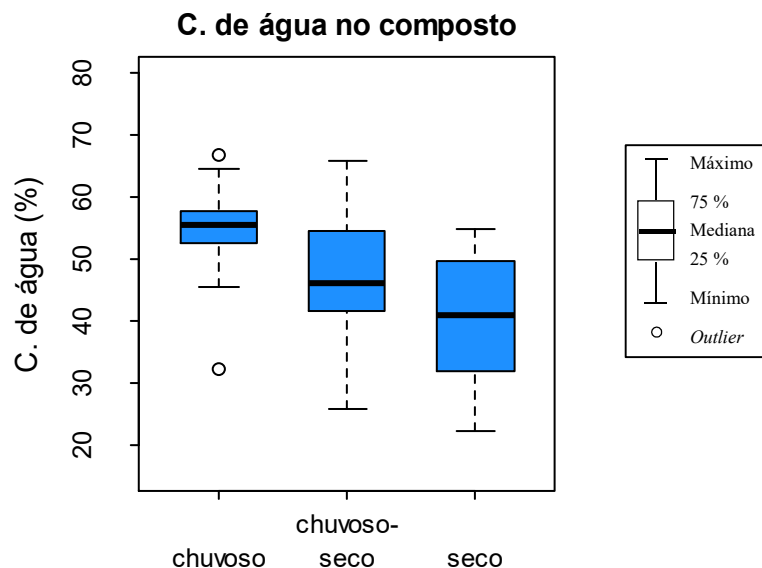
No composto, o conteúdo de água é resultado da operação das leiras e das condições ambientais. Os conteúdos de água dos 36 lotes de composto monitorados variaram de 20 - 70 %, uma faixa bem ampla (Figura 5.15). Como o material das leiras não era espalhado no pátio para a secagem, antes da amostragem, conteúdos de água muito baixos indicam a falta de adição de água e revolvimentos durante a compostagem. Alguns compostos apresentaram conteúdo de água inferior a 30 %, o que indica que a atividade biológica já tinha sido limitada antes do final do processo (120 dias).



**Figura 5.15** - *Box-plots* do conteúdo de água em cada lote de composto monitorado na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Os menores conteúdos de água no composto foram observados para as leiras 9 a 27. Em uma parcela dessas leiras (leiras 10 a 15) o período final da compostagem coincidiu com a época seca do ano e outra parcela das leiras (leiras 16 a 27) foi compostada predominantemente no período seco (Figura 4.24 - Seção 4 subseção 4.6.3.1), o que pode ter contribuído para os menores conteúdos de água observados.

A Figura 5.16 confirma que o período do ano em que as leiras foram compostadas influenciou os conteúdos de água do composto. Ainda que possa existir a influência do período do ano no conteúdo de água do composto, a elevada amplitude dos *box-plots* (Figura 5.16) demonstra a grande variação nos conteúdos de água dentro de um mesmo período (chuvoso, chuvoso-seco e seco), o que sugere que as atividades operacionais nas leiras também influenciaram essa característica do composto. Um exemplo disso é que no período seco o conteúdo de água do composto variou na faixa de ~ 20 – 55 %.



**Figura 5.16** - *Box-plots* do conteúdo médio de água em cada lote de composto em função do período do ano em que as leiras foram compostadas.

Na IN SDA n° 25/2009 do MAPA são especificadas algumas características necessárias ao composto orgânico (*e.g* conteúdo de água máximo, relação CO/N máxima, teor mínimo de N) e é definida uma variação máxima que cada característica pode apresentar, entre os lotes produzidos ao longo do tempo, para que o composto orgânico possa ser comercializado como

fertilizante para aplicação agrícola. Essa variação máxima diz respeito a uma tolerância à deficiência sobre o valor que foi declarado para a característica, quando realizado o cadastro do composto no MAPA. Ou seja, é regulado um valor mínimo para cada característica do composto (tolerância à deficiência), mas não um valor máximo (tolerância ao excesso).

É importante que existam limites para a variação do conteúdo de água do composto entre os lotes produzidos, pois o teor dos nutrientes deve ser declarado na matéria natural. Desse modo, se o conteúdo de água for superior ao valor declarado, o produtor irá aplicar no solo uma dose de nutrientes menor do que a dose calculada. Por outro lado, se o conteúdo de água for inferior ao valor declarado, será aplicada no solo uma dose de nutrientes maior do que a dose calculada. Para reduzir este tipo de problema seria mais adequado que houvesse um limite à deficiência (limite mínimo) e um limite ao excesso (limite máximo) para o conteúdo de água.

A normativa do Canadá que regula a comercialização do composto orgânico (*Trade Memoranda T-4-120*) estabelece que os nutrientes do composto devem ser declarados considerando o conteúdo de água máximo que o composto pode apresentar (CFIA, 2017c). Desse modo evitam-se prejuízos ao produtor.

Na Tabela 5.8 é apresentado o atendimento do conteúdo de água do composto à normativa brasileira, tendo em vista sua utilização como fertilizante orgânico.

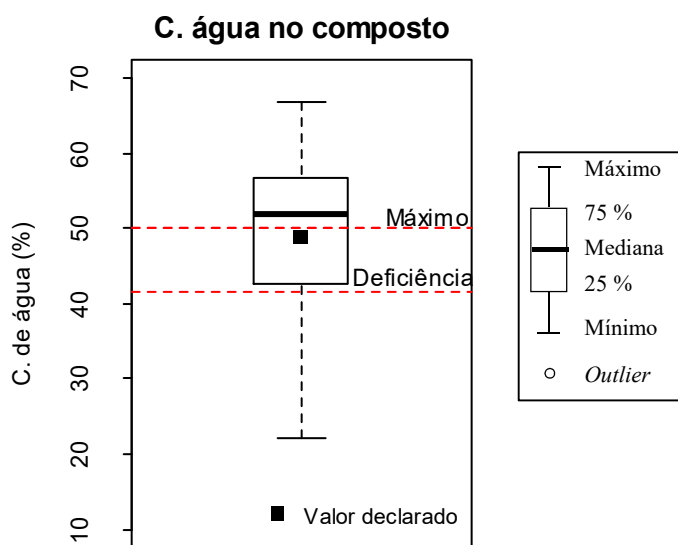
**Tabela 5.8** - Atendimento do conteúdo de água do composto (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA nº 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>
Valor máx. declarado	≤ 50 %	53 % (19)
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	25 % (9)

n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam à legislação.

Mais de 50 % dos lotes de composto monitorados extrapolaram o conteúdo de água máximo permitido e 25 % dos lotes extrapolaram a tolerância à deficiência máxima para esta variável. Desse modo, 75 % dos lotes de composto não atenderam aos limites impostos pela normativa brasileira.

A partir da Figura 5.17 verifica-se que somente 25 % dos lotes de composto se encontram dentro do limite mínimo (limite à deficiência) e limite máximo permitidos para o conteúdo de água.



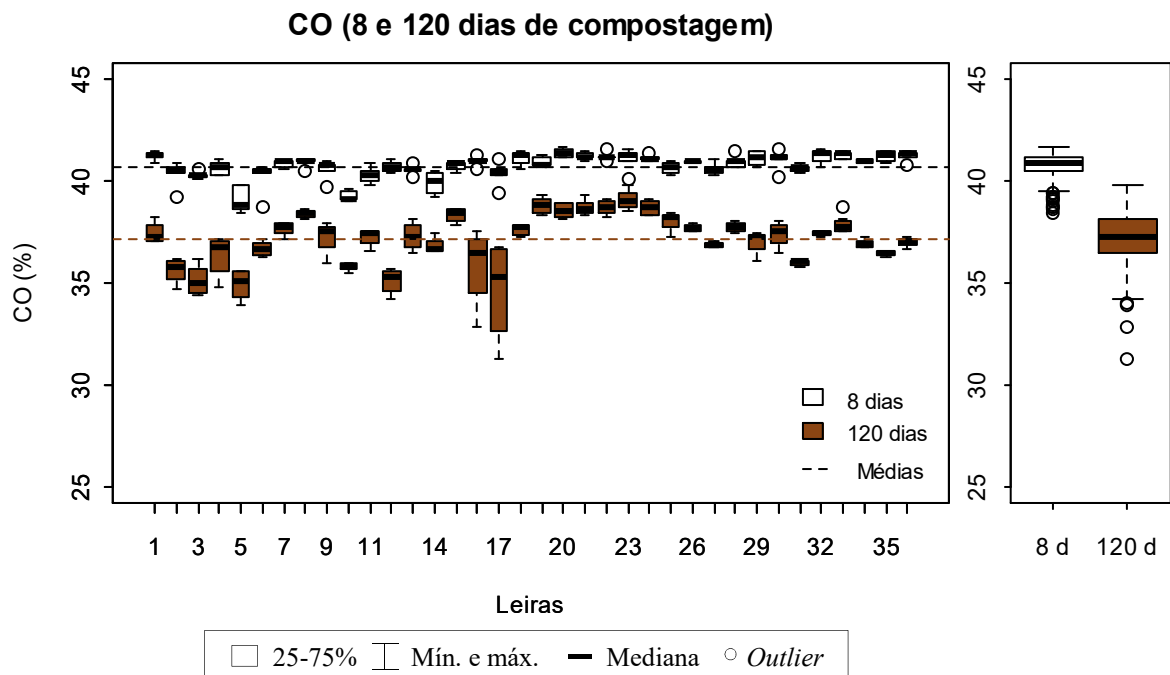
**Figura 5.17** - *Box-plot* do conteúdo de água nos 36 lotes de composto monitorados e limites estabelecidos na IN SDA n° 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).

Os elevados conteúdos de água no composto ocorreram porque a amostragem foi realizada antes do armazenamento do produto, período em que ocorre a perda de água, pela sua exposição solar diária. Assim, no momento da comercialização/utilização do composto os conteúdos de água são inferiores aos aqui reportados e possivelmente inferiores também ao valor máximo permitido, de 50 %. Embora o limite à deficiência para o conteúdo de água do composto tenha sido extrapolado, não é possível fazer inferências sobre esta característica no momento da utilização do composto.

Por ser o conteúdo de água declarado de ~ 50 %, o limite ao excesso proposto perde o sentido pois já está sendo declarado o conteúdo máximo de água permitido. O limite ao excesso seria aplicável se o conteúdo de água declarado fosse menor.

#### 5.4.2.2.2 *Carbono orgânico (CO)*

Os teores de CO entre as leiras, no início da compostagem, foram bastante homogêneos ao longo do ano, com valor médio de 40,7 % (Figura 5.18). Isso é consequência da semelhança entre os teores de MO dos resíduos alimentares e dos resíduos de poda de árvores e da baixa variabilidade temporal para esta variável nos dois resíduos (Figura 5.6c; Tabela 5.4 - Seção 5.3, subseção 5.3.2). Isso também contribuiu para a reduzida amplitude nos *box-plots*.



**Figura 5.18** - *Box-plots* do teor de CO no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias) no material de cada leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Já no composto pronto, houve maior variação no teor de CO entre as leiras. Ao considerarmos somente a média do teor de CO de cada leira, a amplitude entre a leira com menor e maior teor de CO foi de 4,4 %, comparado a 2,3 % no início da compostagem (dados não apresentados). Como os teores iniciais de CO foram similares em todas as leiras, tais variações finais refletem a diferença no grau de degradação dos resíduos entre as leiras monitoradas.

Maiores teores de CO no composto indicam leiras em que houve menor consumo/transformação do CO durante a compostagem, devido à manutenção de condições menos favoráveis para o desenvolvimento da atividade biológica ou devido a maior quantidade de agente estruturante presente na leira.

Entre as leiras 19 a 25 houve uma sequência de valores de CO acima da linha média, o que sugere um período do ano em que pode ter havido menor cumprimento das atividades de revolvimento e adição de água nas leiras. Mesmo nas leiras com menores teores de CO, em que houve maior degradação dos resíduos, ainda assim a fração orgânica permaneceu elevada. Tal fato se deve à grande proporção de agente estruturante na montagem da leira, de característica resistente, o qual sofre pouca degradação na compostagem.



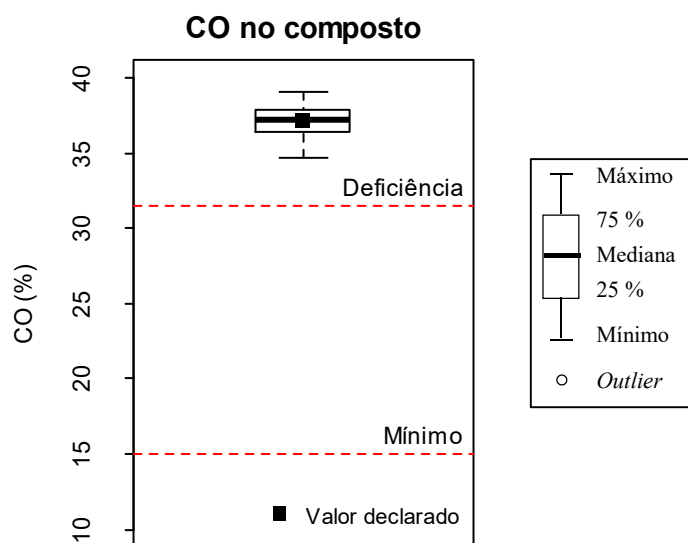
Na Tabela 5.9 é apresentado o atendimento da variável CO à normativa brasileira que regula o uso do composto como fertilizante orgânico.

**Tabela 5.9** - Atendimento do teor de CO do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA n° 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>
Valor mínimo declarado	≥ 15 %	0 % (0)
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	0 % (0)

n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam à legislação.

Embora a variável CO tenha atendido à normativa brasileira, a variação no grau de degradação dos resíduos, entre as leiras, vai influenciar negativamente no atendimento de outras variáveis à legislação, como CTC e relação CTC/CO, o que será discutido no item 5.4.2.2.4. Na Figura 5.19 é verificada a distância entre os limites normativos e os valores de CO observados nos lotes de composto.



**Figura 5.19** - Box-plot do teor de CO nos 36 lotes de composto monitorados e limites estabelecidos na IN SDA n° 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).

O estabelecimento de um limite mínimo de CO é importante para garantir a natureza orgânica do produto e evitar que o mesmo seja diluído com materiais inorgânicos. As legislações de outros países, como da Espanha, Portugal e da União Europeia (proposta técnica) também estabelecem conteúdos mínimos dessa fração orgânica no composto, porém nestes países é regulado o teor de MO e não de CO.

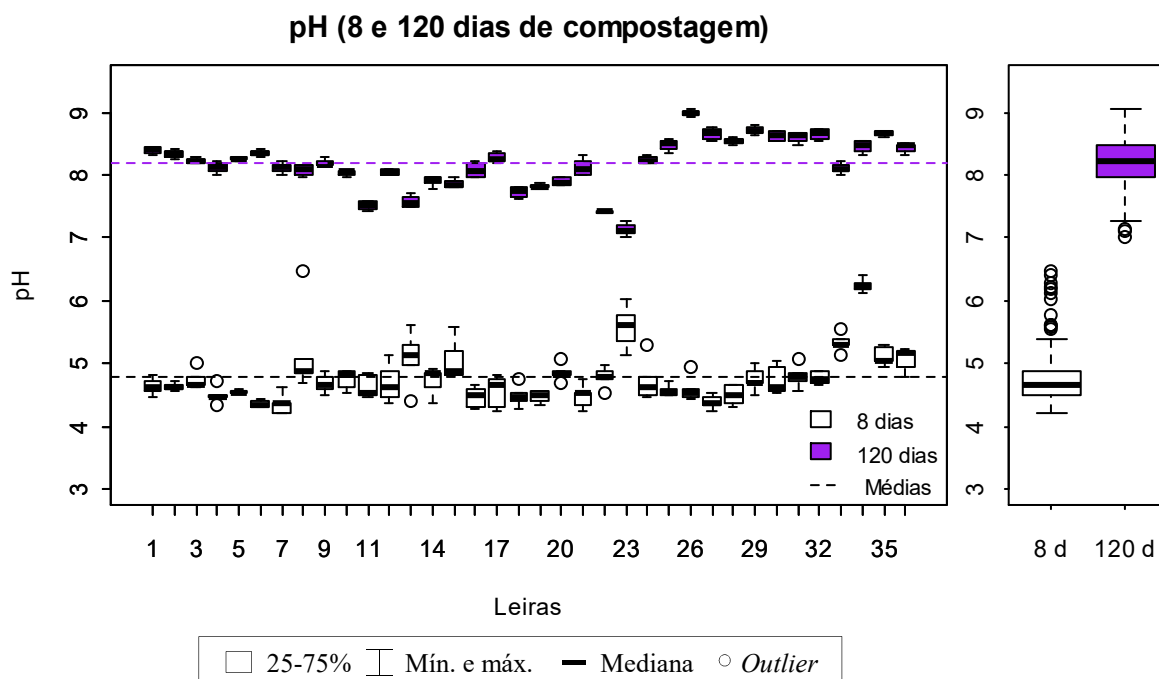
Na legislação espanhola exige-se um teor de MO  $\geq 35$  %, na matéria natural, para condicionadores de solos (RD 506/2013, 2013), na legislação portuguesa o teor de MO deve ser  $\geq 30$  %, na matéria seca, para condicionadores de solo (PORTUGAL, 2015) e, segundo a proposta técnica que está sendo desenvolvida na União Europeia, o composto orgânico deve apresentar um teor de MO  $\geq 15$  %, na matéria seca, para ter o *status* de produto (SAVEYN; EDER, 2014). Foram trazidos aqui os valores de MO para condicionadores de solo pois é como a Espanha e Portugal classificam o composto orgânico proveniente da FORSU. Por se tratar de uma proposta de normativa ambiental, o valor mínimo de MO estabelecido na União Europeia não está atrelado a nenhuma classe de produto, mas diz respeito a uma qualidade geral esperada no composto orgânico.

A imposição de um excesso máximo para a variável CO não é adequado pois o aporte de CO proporciona benefícios ao solo, e é importante principalmente em solos agricultáveis pois práticas agrícolas aceleram as perdas de MO (maior erosão e mais intensa respiração microbiana) comparado a solos com vegetação natural. A manutenção da MO do solo é importante pois esta fração contribui para a melhoria da sua qualidade e fertilidade (WEIL; MAGDOFF, 2004).

Outro benefício da fração orgânica do composto está relacionado com a sua capacidade de retenção de água, embora esta variável também seja influenciada por outras características das partículas do composto. Krogmann (1999) observou maior capacidade de retenção de água na presença de maior fração orgânica no composto, que se deve a menor proporção da fração de finos (*e.g.* solo) nos resíduos que originaram o produto. Em algumas épocas do ano essa fração pode ser bastante elevada na composição dos resíduos orgânicos domiciliares coletados na Alemanha. O autor observou proporção de finos de até 28 % em resíduos orgânicos domiciliares, embora a média anual se concentre em 5 e 21 %, dependendo da densidade populacional da área de coleta dos resíduos. Embora no Brasil a capacidade de retenção de água não seja regulada em fertilizantes orgânicos, é regulada em condicionadores de solo e substratos para plantas.

#### 5.4.2.2.3 pH

No início da compostagem o pH apresentou-se ácido, com valor médio de 4,8 (pH em H<sub>2</sub>O), enquanto no composto os valores de pH foram alcalinos, com média de 8,2 (pH em CaCl<sub>2</sub>) (Figura 5.20).



**Figura 5.20** - Box-plots do pH no início da compostagem (pH em H<sub>2</sub>O) e no composto pronto para uso (pH em CaCl<sub>2</sub>), por leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

O aumento no pH no decorrer da compostagem indica a evolução do processo e ocorre, por exemplo, devido à decomposição dos ácidos orgânicos formados no início da degradação dos resíduos (YU *et al.*, 2010), ao acúmulo de nitrogênio amoniacal na leira, em consequência da mineralização do nitrogênio orgânico (SANCHÉZ-MONEDERO *et al.*, 2001), entre outros fatores.

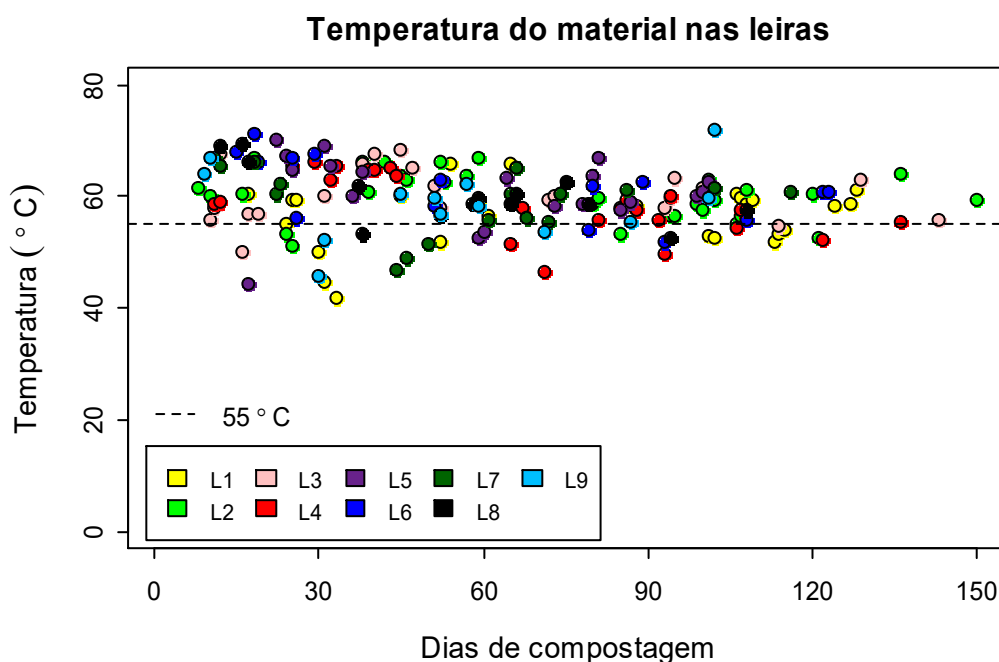
Os maiores valores de pH no início da compostagem, observados no material coletado na leira 34 indicam um possível consumo de parte dos ácidos orgânicos formados, uma vez que sua coleta foi realizada aos 12 dias de compostagem e não aos 8 dias, como nas demais leiras. Yu e Huang (2009) apontam que a maior parte dos ácidos orgânicos é consumida até os 10 dias de compostagem se a atividade microbiana não for inibida.

Embora a evolução da compostagem leve a aumentos de pH no material das leiras, este também pode decrescer após a fase termófila, como consequência da nitrificação (SANCHÉZ-MONEDERO *et al.*, 2001), processo que consome alcalinidade do meio por liberar íons H<sup>+</sup> (VON SPERLING, 2007). A nitrificação geralmente ocorre após a fase termófila porque a atividade das bactérias nitrificantes é inibida em elevadas concentrações de NH<sub>3</sub> e altas temperaturas (FUKUMOTO *et al.*, 2003). Porém, na presença de nitrato e de pouca aeração (limitação do oxigênio), também é favorecida a ocorrência da desnitrificação,

reação que consome íons  $H^+$  do meio, favorecendo, então, o aumento do pH (VON SPERLING, 2007).

A presença de teores de nitrato quase insignificantes em relação ao conteúdo de nitrogênio total do composto (COSTA *et al.*, 2016a), seja pela baixa taxa de formação do mesmo ou devido a predominância da desnitrificação, indica que a nitrificação pode não apresentar muito efeito no pH da leira, e o mais comum é um pH elevado no composto, o que é verificado por vários autores. Oviedo-Ocaña *et al.* (2015) não observaram redução de pH das leiras da FORSU do final da fase termófila (70 dias) para a fase da cura (190 dias) tendo sido obtido no composto valores de 9,6 - 9,7 (pH em  $H_2O$ ).

Como nesta unidade todas as leiras permaneciam o mesmo tempo em compostagem (120 dias) e o processo era encerrado enquanto as mesmas ainda apresentavam temperaturas elevadas (Figura 5.21), os teores de nitrogênio amoniacal possivelmente ainda eram altos e as condições para nitrificação desfavoráveis (FUKUMOTO *et al.*, 2003). Assim, os menores valores de pH no composto podem ser indicativos da menor taxa de degradação da matéria orgânica e, por consequência, menor acúmulo de nitrogênio amoniacal. Essa teoria é fortalecida quando verificamos que alguns dos menores valores de pH do composto (leiras 18 a 23) estão dentro do intervalo das leiras que apresentaram os maiores valores de CO (Figura 5.18), ou seja, com menores degradações dos resíduos durante a compostagem. Dessa forma, estes compostos apresentam-se menos estabilizados (SANCHÉZ-MONEDERO *et al.*, 2001).



**Figura 5.21** - Temperatura das leiras 1 a 9 medidas em alguns dias do período de compostagem. Nota: L = leira. A leira com menos dados de temperatura é a leira 9 (13

medições) e a com mais dados é a leira 2 (31 medições). A temperatura das demais leiras não foi monitorada.

A faixa de variação do pH entre os lotes de composto produzidos na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, de 1,8 - 1,9 unidades (7,1 - 9,0, pH em CaCl<sub>2</sub> e 7,8 - 9,6, pH em H<sub>2</sub>O), foi inferior à verificada por Cesaro *et al.* (2015), de 2,5 unidades (6,0 - 8,5, pH em H<sub>2</sub>O) entre os vários lotes de composto de resíduos urbanos produzidos em uma unidade de compostagem da Itália. Por outro lado, foi superior àquela verificada por Carneiro (2016), de 1,5 unidades (7,7 - 9,2, pH em água), entre lotes de composto de resíduos agroindustriais de uma unidade de compostagem localizada no estado do Paraná. As diferenças nas faixas de variação do pH podem ser atribuídas à operação das leiras, ao tipo de resíduo utilizado na sua composição e as taxas de degradação durante a compostagem, fatores que influenciam nas quantidades de nitrogênio amoniacal produzidas e também volatilizadas (SANCHÉZ-MONEDERO *et al.*, 2001).

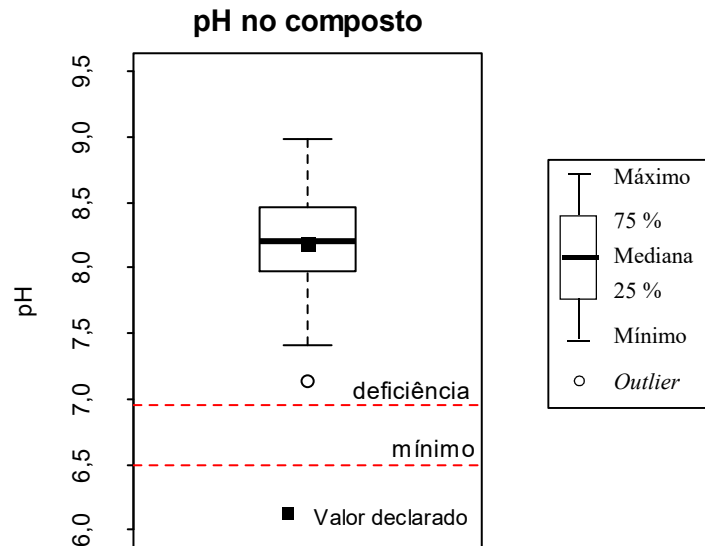
Os valores de pH do composto estiveram todos acima do valor mínimo requerido pela normativa brasileira, que é de 6,5 (pH em CaCl<sub>2</sub>), e atenderam ao limite à deficiência em relação ao valor declarado, como pode ser observado na Tabela 5.10. Apesar disso, alguns cuidados são necessários na utilização do composto, devido à sua alcalinidade. A incorporação de materiais de reação básica no solo deve ser feita de modo que o pH não se eleve a valores superiores a 5,5 - 6,0, o que diminuiria a disponibilidade de nutrientes para as plantas e prejudicaria o uso agrícola do solo (MATOS, 2014).

**Tabela 5.10** - Atendimento do pH do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA n° 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>
Valor mínimo declarado	6,5	0 % (0)
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	0% (0)

n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam à legislação.

Na Figura 5.22 é ilustrado o atendimento da variável pH do composto à legislação.



**Figura 5.22 - Box-plot do pH em  $\text{CaCl}_2$  nos 36 lotes de composto monitorados e limites estabelecidos na IN SDA n° 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).**

#### 5.4.2.2.4 Parâmetros de maturidade do composto

A qualidade do composto depende, entre outros fatores, da sua maturidade e essa característica está relacionada com a estabilidade biológica (resistência da matéria orgânica à degradação ou intensa atividade biológica) e com o grau de humificação do composto. Tais condições são importantes para evitar os problemas associados a uma rápida oxidação da matéria orgânica no solo (IGLESIAS-JIMÉNEZ *et al.*, 2008) e proporcionar os benefícios da MO às propriedades físicas e químicas do solo.

Muitas são as variáveis propostas para avaliação da maturidade do composto, como a relação CO/N (fase sólida), relação CO/N (solúvel em  $\text{H}_2\text{O}$ ), CTC, índice de humificação ( $C_{\text{ác. húmicos}}/C_{\text{oxidável}} \times 100$ ), % de ácidos húmicos ( $C_{\text{ác. húmicos}}/C_{\text{extraível}} \times 100$ ), relação  $C_{\text{ác. húmicos}}/C_{\text{ác. fúlvicos}}$  (IGLESIAS-JIMÉNEZ; PEREZ-GARCÍA, 1992a), CO solúvel em água (ZMORANAHUM *et al.*, 2005), relação  $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ , índice de germinação (BERNAL *et al.*, 1998), índice de respiração (PONSÁ *et al.*, 2009), entre outros. Estas divergem quanto ao tempo de validade da amostra (após a coleta), tempo consumido para análise, tecnologias empregadas e custo.

Na normativa de todos os países pesquisados (Espanha, Portugal, Canadá) e da União Europeia (proposta de normativa) são requeridos parâmetros para atestar algum aspecto da maturidade do composto, seja sua estabilidade ou humificação. Em alguns casos são impostas garantias mínimas necessárias a estes parâmetros e em outros casos é aceito qualquer valor

declarado para os mesmos. Um contraste ocorre, por exemplo, entre a proposta de normativa da União Europeia e a normativa de Portugal. Enquanto a primeira estabelece uma classificação mínima para o composto, no teste de auto aquecimento, de III (semimaturado), na última são aceitos compostos classificados também nos níveis I e II (composto fresco) (SAVEYN; EDER, 2014, PORTUGAL, 2015). Porém, quando aplicado o composto fresco, o tempo entre a sua aplicação e o início das práticas agrícolas vai ser maior do que quando aplicado o composto maturado (PORTUGAL, 2015).

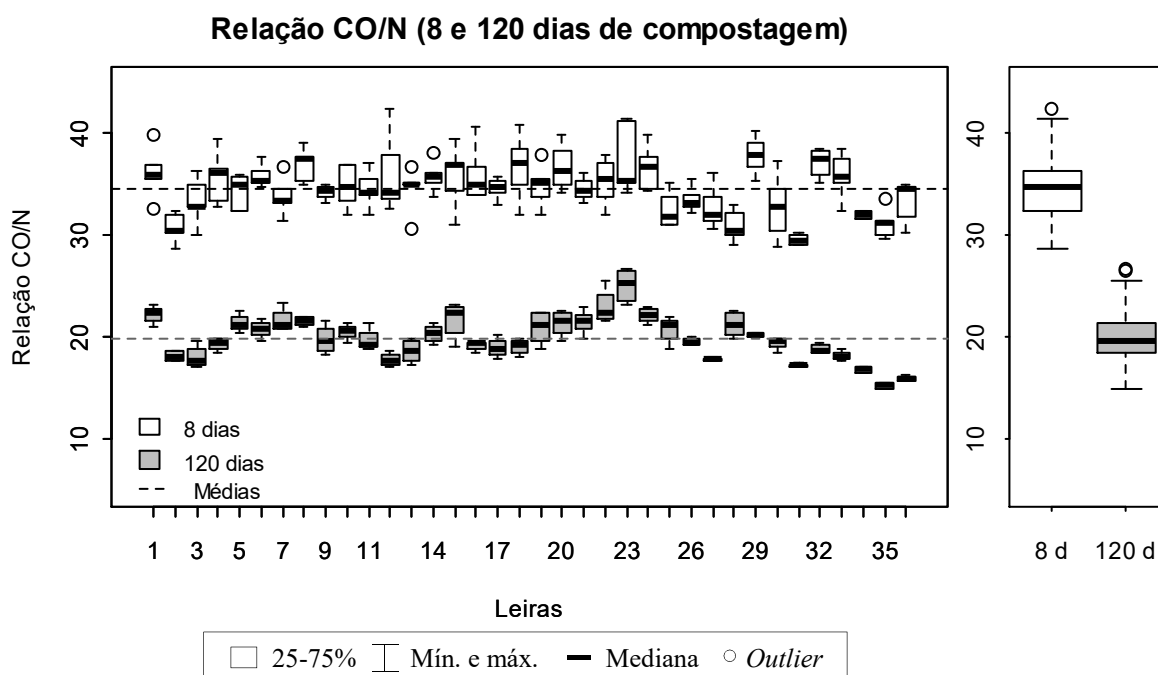
Embora haja essa maior flexibilidade na normativa portuguesa, ao mesmo tempo em que são aceitos compostos frescos, deve-se também comprovar a ausência de fitotoxicidade no composto e o atendimento aos limites máximos para contaminação microbiológica (*Salmonella* spp, *E. coli* e sementes e propágulos de infestantes), o que, por outro lado, pode impedir o seu uso fresco, dependendo da origem dos resíduos. Isso indica que em Portugal a prioridade é de reaproveitar esse material no solo, de maneira segura, e não em proporcionar um benefício imediato ao solo em decorrência da adição de uma matéria orgânica humificada. Apesar disso, no mesmo país, o composto é classificado como um condicionador de solo, ou seja, que tem como principal característica a melhoria das propriedades do solo. Quando da sua classificação como um fertilizante orgânico, a aplicação do composto fresco no solo é melhor justificada, pois nesse caso sua principal função é fornecer nutrientes.

Em outros países em que não se estabelecem limites para os parâmetros de maturidade, como no caso no Brasil, não há impedimento para que o composto também seja aplicado fresco, desde que atendidos os outros critérios previstos nas normativas. Apesar disso um composto ainda não estabilizado também apresenta várias desvantagens como atratividade de vetores e aspecto visual menos agradável ao consumidor.

Na normativa nacional (IN SDA nº 25/2009), as variáveis exigidas para avaliação da maturidade do composto são três: relação CO/N, CTC e relação CTC/CO. A relação CO/N é a única dessas variáveis que tem um limite especificado, enquanto para as demais é aceito o valor declarado. Embora a determinação da relação CO/N seja importante (de modo a prevenir a imobilização do N do solo quando disposto material com elevada relação CO/N e presença de carbono lábil), não é possível tirar conclusões sobre a maturidade do composto a partir dessa variável. Isso porque a degradabilidade dos resíduos é influenciada pelas diferenças na sua composição, como relação lignina-celulose (SENESI, 1989). Além disso, a

relação CO/N do composto também será dependente da relação CO/N inicial da compostagem.

Segundo a IN SDA nº 25/2009 e a recente resolução CONAMA nº 481/2017, o composto deve apresentar relação CO/N  $\leq 20$  para o seu uso como fertilizante orgânico (BRASIL, 2009; BRASIL 2017). Praticamente a metade das leiras monitoradas não atendeu a essa condição. O valor médio da relação CO/N entre os 36 lotes de composto monitorados foi de 20 (valor máximo que pode ser declarado), sendo que 17 leiras (47,2 %) apresentaram valor superior a este (Figura 5.23).



**Figura 5.23** - Box-plots da relação CO/N no material das leiras no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias), por leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

O não atendimento ao valor máximo aceitável para a relação CO/N está relacionado, em parte, aos elevados valores da relação CO/N no início da compostagem, devido a grande proporção de poda de árvores na mistura com os resíduos alimentares. A relação CO/N inicial das leiras variou na faixa de 30 – 38, com média de 35 (Figura 5.23), sendo que uma relação CO/N inicial de 30 é indicada para obtenção de relações CO/N  $\leq 20$  no composto.

Apesar disso, a operação do processo também corroborou para a extrapolação da relação CO/N máxima no composto. As mesmas leiras (19 a 25) que apresentaram as menores degradações do CO (Figura 5.18), ou seja, os maiores teores de CO composto, também estão entre as leiras com as maiores relações CO/N no composto. Além do não atendimento à



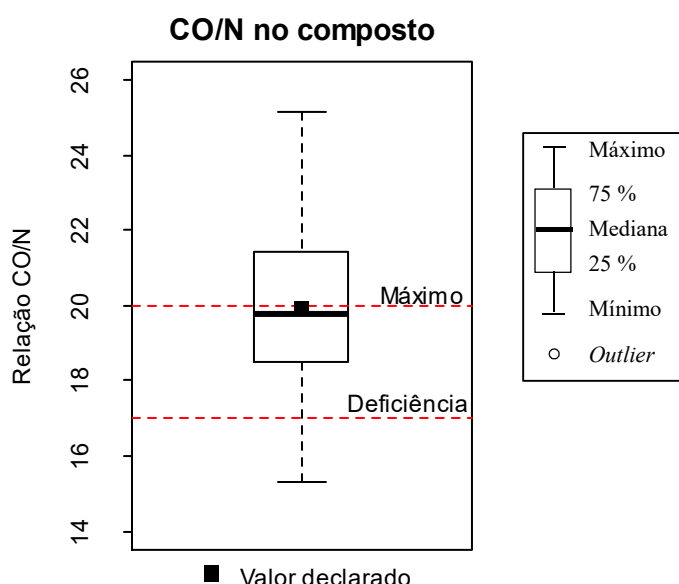
relação CO/N máxima no composto também não foi atendido o limite da tolerância à deficiência para a mesma variável, como apresentado na Tabela 5.11.

**Tabela 5.11** - Atendimento da relação CO/N do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA n° 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>
Valor máximo declarado	20	47,2 % (17)
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	8,3 % (3)

n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam à legislação.

Na Figura 5.24 é ilustrado o atendimento da variável relação CO/N do composto à legislação.



**Figura 5.24** - Box-plot da relação CO/N nos 36 lotes de composto monitorados e limites estabelecidos na IN SDA n° 25/2009 do MAPA (BRASIL, 2009) e resolução CONAMA n° 481/2017 (BRASIL, 2017) para a variável.

Uma alternativa para a redução da relação CO/N do composto, após pronto, é o seu peneiramento, uma condição necessária, segundo a resolução CONAMA n° 481/2017, quando da sua utilização como fertilizante orgânico. Com este procedimento parte dos resíduos de poda de árvore não transformados no processo, com elevados teores de CO e baixos teores de N, seriam retidos, o que reduziria a relação CO/N do composto a ser comercializado. Outra consequência positiva do peneiramento é o maior teor de N no produto, que, em geral, possui menores teores de nutrientes do que o composto proveniente de outros tipos de resíduos, como resíduos agropecuários, agroindustriais e lodos de esgoto. Embora o peneiramento também reduza os teores de CO do composto, isso não teria implicações

negativas no atendimento dessa variável, pois, como discutido, o composto da FORSU aqui avaliado tem o dobro do teor de CO mínimo exigido pela IN n° 25/2009 para ser comercializado como fertilizante orgânico.

Além dos benefícios citados, o peneiramento também proporcionaria uma maior homogeneidade nas características do composto, o que faria melhorar a representatividade na sua amostragem, principalmente no método *trier*.

Na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, o tempo de compostagem (120 dias) foi definido em função da obtenção de uma relação CO/N  $\leq 20$  no composto, embora tenhamos visto que esta condição não está sendo atendida em muitos dos lotes produzidos. Embora a relação CO/N sozinha não seja um indicativo da maturidade do composto, basear o final do processo no atendimento a esta variável parece muito pertinente quando não se estabelecem outras condições de maturidade do composto, como é o caso da normativa brasileira.

Quando em leiras de grandes dimensões, o critério da relação CO/N para indicar o final da compostagem parece mais adequado do que o acompanhamento da temperatura das leiras até valores próximos a temperatura ambiente. Ponsá *et al.* (2009) observaram que a temperatura não reproduz adequadamente a intensidade da atividade biológica. Isso pode ser atribuído às propriedades térmicas do composto. Os autores observaram que, quando a temperatura das leiras de lodo de esgoto + poda de árvores ainda indicavam que o processo estava na fase termófila (aos 85 dias de compostagem), o índice de respiração já indicava um composto estável ( $<1 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ ). Oviedo-Ocaña *et al.* (2015) constataram o mesmo fato ao monitorarem a temperatura e o índice de respiração (evolução de CO<sub>2</sub>) na compostagem da FORSU.

Barrena *et al.* (2006) explicam que, em sistemas operados em larga escala, a grande quantidade de massa utilizada para a montagem das leiras e o gradiente de temperatura que existe entre o núcleo da leira e a sua superfície fazem com que a temperatura da superfície seja muito próxima à da temperatura ambiente, o que contribui para a retenção do calor gerado pela atividade biológica. Com essa baixa dissipação do calor, altas temperaturas são mantidas no centro das leiras por um longo tempo, inclusive durante o período de maturação do composto, quando a atividade biológica já reduziu grandemente.

Haug (1993) acrescenta que a condutividade térmica do material em compostagem é relativamente baixa, mesmo em material com conteúdo de água elevado; portanto, uma leira de compostagem de grandes dimensões tende a ser autoisolante.

Assim, em sistemas em larga escala, ao vincular o tempo de compostagem ao tempo necessário para que as temperaturas das leiras alcancem valores próximos aos da temperatura ambiente, o processo se estende por prazo maior do que o necessário para garantir a maturidade do composto. Embora se ganhe em qualidade do produto, isso aumenta os custos da compostagem.

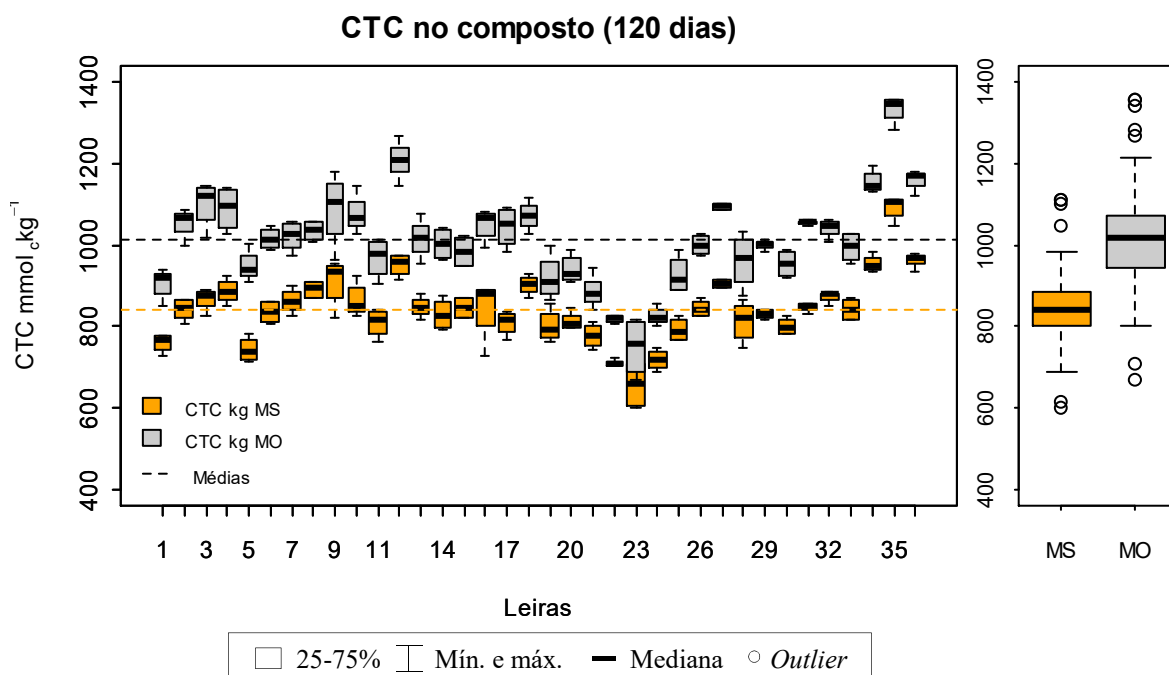
Alguns autores demonstraram que vários parâmetros de maturidade são alcançados ainda na fase da bioestabilização (final da fase termófila). Tognetti *et al.* (2007) observaram que nesta fase (ocorrida aos 90 dias de compostagem da FORSU), o composto tinha satisfeito vários critérios de maturidade, como  $C. \text{sol } H_2O < 10 \text{ mg kg}^{-1}$ , relação  $C. \text{sol } H_2O/N < 0,7$ ,  $NH_4^+-N < 400 \text{ mg kg}^{-1}$ , relação  $CO/N < 20$ . Temperaturas próximas às do ambiente somente foram obtidas aos 120 dias de compostagem. Fialho *et al.* (2010) observaram que a relação CTC/CO apresentou-se estabilizada já ao final da fase termófila (bioestabilização) e que não foram verificadas mudanças nesta variável entre a fase de bioestabilização e humificação do material (temperaturas próximas ao ambiente), que ocorreram entre os 90 e 150 dias de compostagem.

A CTC é um parâmetro indireto para determinação da humificação do material, seus valores aumentam durante a compostagem devido à produção de grupos funcionais decorrentes da transformação da matéria orgânica. Uma das desvantagens dessa variável é que um valor padrão não pode ser generalizado para indicar a humificação de compostos provenientes de diferentes tipos de resíduos, como resíduos urbanos e resíduos agropecuários (BERNAL *et al.*, 1998).

Embora a legislação defina que a CTC deva ser expressa em relação a matéria seca ( $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ ), Harada e Inoko (1980) citam que a contribuição da fração inorgânica do composto na CTC é insignificante e, portanto, a CTC deve ser expressa em relação ao conteúdo de matéria orgânica ( $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ ). Desse modo, são mais reportados na literatura valores de CTC com base no conteúdo de MO. Para facilitar a discussão da CTC são apresentados, na Figura 5.25, os valores da CTC com base no conteúdo de matéria seca e matéria orgânica.

Embora seja obrigatória a declaração da CTC do composto, a normativa brasileira não define um limite mínimo para esta variável. Iglesias-Jiménez e Perez-García (1992a) consideram que

para RSU a CTC deve ser  $\geq 670 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ . Os valores de CTC obtidos na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte variaram de 751 a 1334  $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$  (Figura 5.25), bem acima do limite proposto e indicam um composto humificado, segundo este critério. Porém, alguns lotes de composto não apresentaram as características usuais de um composto pronto, como coloração marrom escura ou quase preta e ausência de odores desagradáveis (IGLESIAS-JIMÉNEZ *et al.*, 2008). Odores de amônia e de material em decomposição foram observados em algumas amostragens, aos 120 dias de compostagem.



**Figura 5.25** - Box-plots da CTC do composto (120 dias), por lote de composto monitorado na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Desse modo, o limite proposto não parece adequado para indicar a maturidade do composto proveniente da FORSU coletada seletivamente. Bernal *et al.* (1998) também observaram que este valor foi superado, durante a compostagem de resíduos urbanos + bagaço de sorgo sacarino. Na fase termófila os autores reportaram CTC de  $650,5 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$  e ao final da fase ativa (bioestabilização) de  $1003,5 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ .

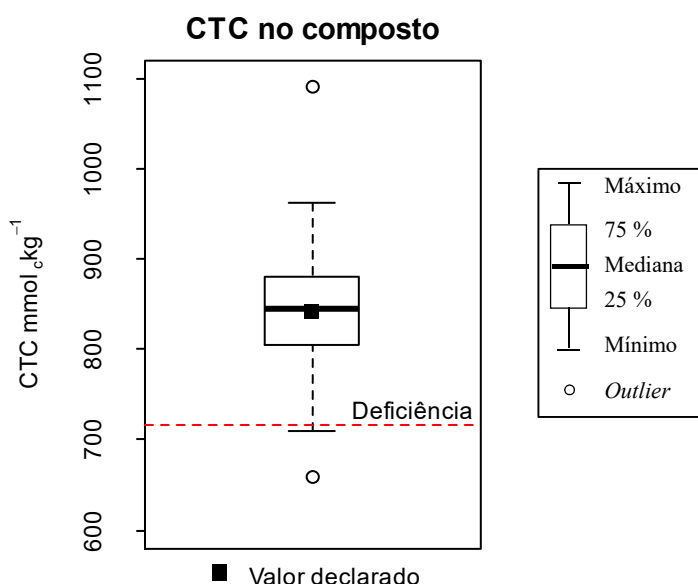
Na Tabela 5.12 é apresentado o atendimento da variável CTC à normativa que regula a qualidade do composto para uso como fertilizante orgânico.

**Tabela 5.12** - Atendimento da CTC ( $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}_{\text{MS}}$ ) do composto orgânico ( $n=36, m=144$ ) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA n° 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>
Valor declarado	Conforme declarado	-
Deficiência máxima <sup>a</sup>	$\leq 15\%$	5,6 (2)

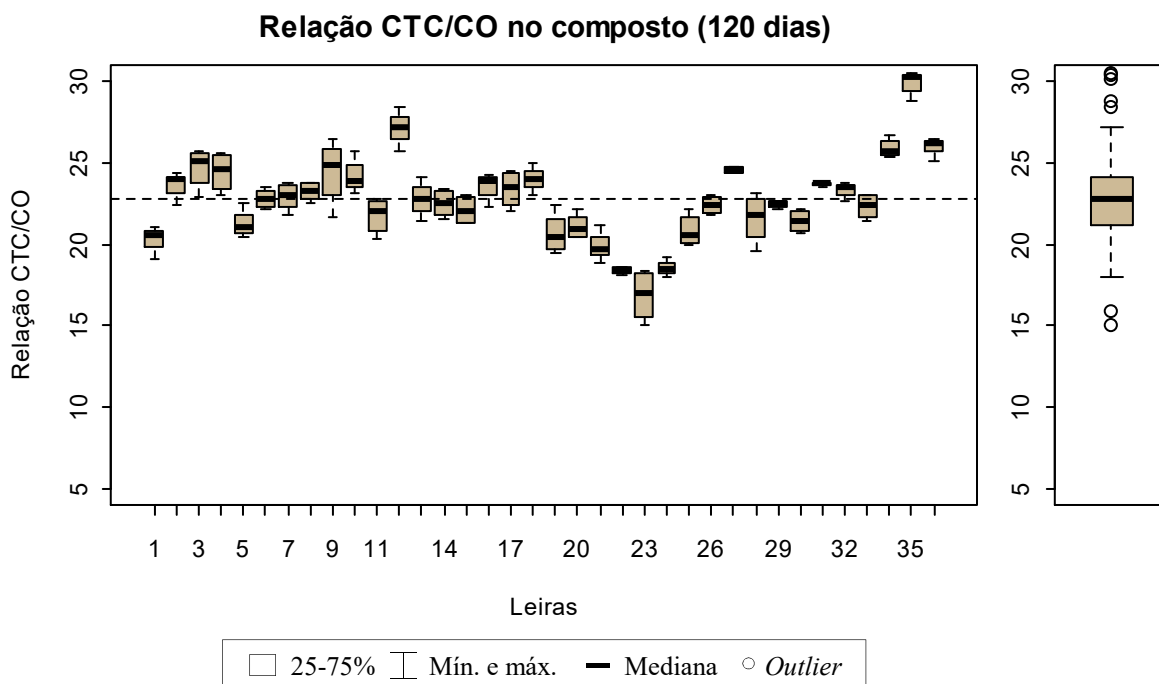
n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam à legislação.

O limite mínimo da CTC em relação ao valor médio declarado não foi atendido para as leiras 22 e 23, que estão dentro do intervalo das leiras que apresentaram as menores degradações do CO durante a compostagem (maiores valores de CO no composto) e não atendimentos também da relação CO/N no composto. Na Figura 5.26 é ilustrado o atendimento da variável CTC à legislação.



**Figura 5.26** - Box-plot da CTC nos 36 lotes de composto monitorados e tolerância à deficiência estabelecida na IN SDA n° 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).

A normativa nacional também não estabelece um valor mínimo para a relação CTC/CO. Iglesias-Jiménez e Perez-García (1992b) propõem que esta relação seja superior a 19, para composto de RSU. Outros autores também observaram valores similares para a relação CTC/CO desse tipo de resíduos, como Sanchez-Monedero *et al.* (1999), cujos valores estiveram na faixa de 18 a 24,5, e Fialho *et al.* (2010), com valores mínimos de 22. O comportamento da relação CTC/CO nos 36 lotes de composto é apresentado na Figura 5.27.



**Figura 5.27** - *Box-plots* da relação CTC/CO do composto (120 dias), por lote de composto monitorado na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

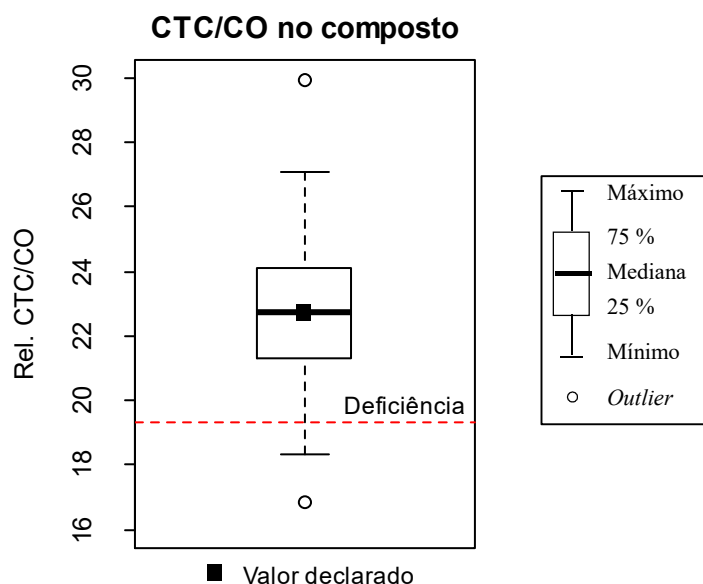
A relação CTC/CO do composto foi, em média, de 22,7 e somente três leiras (leiras 22, 23 e 24) apresentaram valores inferiores a 19, limite proposto por Iglesias-Jiménez e Perez-García (1992b). As mesmas três leiras também não atenderam ao limite mínimo aceitável para a relação CTC/CO (Tabela 5.13), em função do seu valor médio obtido nos 36 lotes de composto (valor declarado).

**Tabela 5.13** - Atendimento da relação CTC/CO do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA n° 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>
Valor declarado	Conforme declarado	-
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	8,3 % (3)

n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam à legislação.

Na Figura 5.28 é ilustrado o atendimento da variável relação CTC/CO à legislação.



**Figura 5.28** - *Box-plot* da relação CTC/CO (matéria seca) nos 36 lotes de composto monitorados e tolerância à deficiência estabelecida na IN SDA n° 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).

A CTC e a relação CTC/CO são bons indicativos da evolução do material em compostagem e geralmente apresentam boa correlação com as variáveis que expressam a estabilidade biológica do composto. Apesar disso, têm a desvantagem de não ser aplicável, a estas variáveis, um valor padrão que indique a maturidade em compostos provenientes de diferentes origens. Além disso, mesmo para o composto proveniente da FORSU não se têm valores universalmente aceitos, tanto que o valor proposto na literatura para a CTC do composto de RSU não foi compatível com os dados observados no presente trabalho. Assim, a partir de um valor de CTC ou da relação CTC/CO dificilmente pode-se inferir sobre o grau de maturidade do composto.

A estabilidade do composto é um aspecto mais crítico do que o seu grau de humificação, para a sua utilização no solo. Por este motivo, entende-se que as normativas que regulam o uso do composto deveriam requerer testes de estabilidade para comprovar a maturidade do composto. Embora os testes respirométricos sejam os mais adequados para esta avaliação, sua análise pode ser onerosa. Em substituição aos testes respirométricos poderiam ser utilizados testes de auto aquecimento. Estes avaliam indiretamente a estabilidade biológica do composto e são amplamente indicados para esta finalidade (THOMPSON *et al.*, 2001), além de serem incorporados às normativas de vários países, como citado.

#### 5.4.2.3 Nutrientes

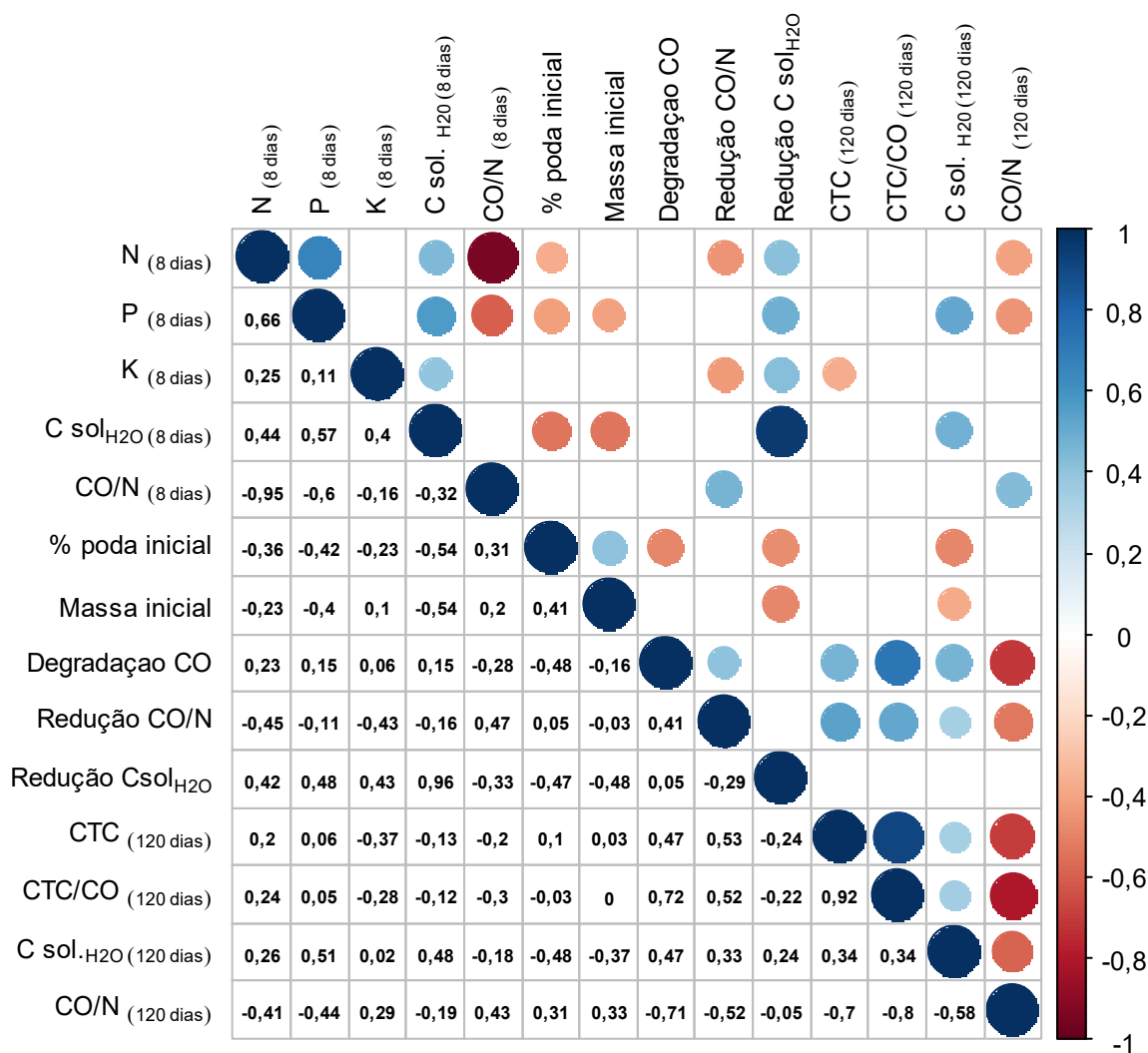
Segundo a IN SDA n° 25/2009 do MAPA, os nutrientes do composto devem ser apresentados

na matéria natural. Porém, serão analisados aqui os seus teores na matéria seca (salvo quando mencionado o contrário), uma vez que a influência da água pode ser reduzida com a secagem do composto.

Para melhor entendimento do comportamento dos nutrientes no composto, entre os diferentes lotes produzidos na unidade de compostagem, foi feito o uso da Análise de Componentes Principais e da Análise de Regressão Múltipla.

#### 5.4.2.3.1 Análise de Componentes Principais (ACP)

A ACP foi empregada para auxiliar na interpretação da análise de regressão múltipla. A partir da ACP é possível verificar a relação entre as variáveis relacionadas às condições iniciais da leira e entre as variáveis relacionadas à operação do processo. A condição ambiental não foi utilizada na análise por se tratar de uma variável categórica.



**Figura 5.29** - Matriz das correlações de Spearman das variáveis que descrevem a condição inicial da leira e a operação do processo. Nota: Foram omitidas as correlações não significativas ( $p > 0,05$ ) na diagonal superior da matriz.



A ACP se justifica pelas correlações de magnitude moderada a forte entre as variáveis (Figura 5.29), o que deixa evidente a dependência entre as mesmas (LATTIN *et al.*, 2011).

A partir da ACP, foram selecionados os três primeiros CP's, suficientes para explicar 74,2 % da variância dos dados. Os coeficientes e as correlações das variáveis com os CP's são apresentados na Tabela 5.14.

**Tabela 5.14** - Coeficientes e correlações das variáveis relacionadas à condição inicial da leira e à operação do processo com os CP's (continua).

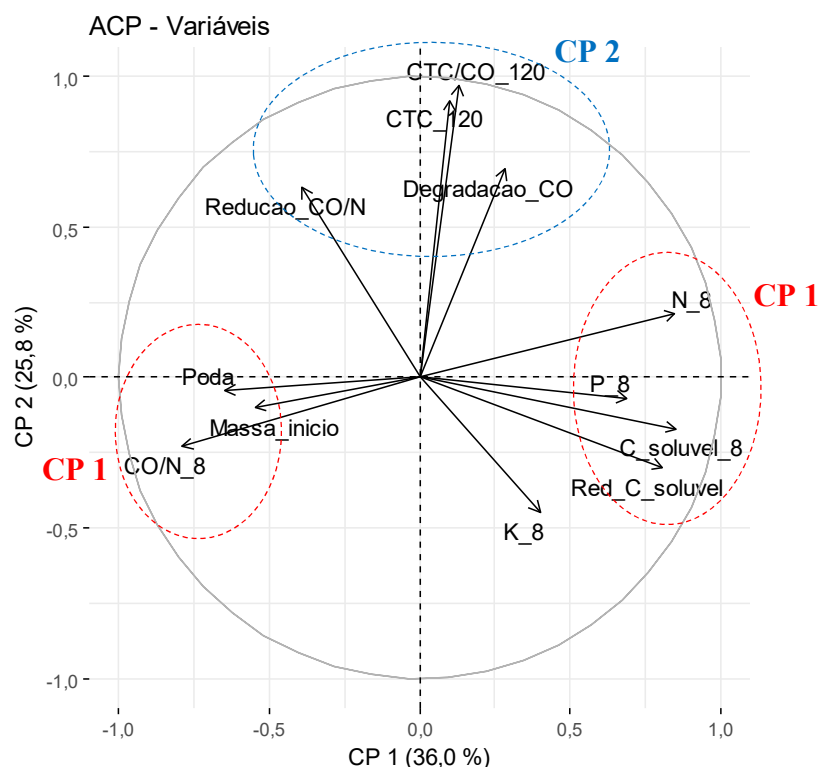
Variáveis	CP 1		CP 2		CP 3		
	Coef.	Correl.	Coef.	Correl.	Coef.	Correl.	
Condições iniciais	Teor de N (8 dias)	0,41	<b><u>0,85</u></b>	0,12	0,21	-0,37	<b>-0,45</b>
	Teor de P (8 dias)	0,33	<b>0,69</b>	-0,04	-0,07	-0,08	-0,10
	Teor de K (8 dias)	0,19	<b>0,40</b>	-0,25	<b>-0,45</b>	0,15	0,18
	C. sol H <sub>2</sub> O (8 dias)	0,41	<b><u>0,85</u></b>	-0,10	-0,17	0,27	0,34
	Rel. CO/N (8 dias)	-0,38	<b><u>-0,79</u></b>	-0,13	-0,23	0,44	<b>0,54</b>
	% Poda inicial	-0,31	<b>-0,65</b>	-0,02	-0,04	-0,36	<b>-0,44</b>
	Massa inicial	-0,26	<b>-0,55</b>	-0,06	-0,10	-0,26	-0,31
Operação	Degradação do CO	0,14	0,28	0,39	<b>0,69</b>	0,22	0,26
	Redução relação CO/N	-0,19	-0,39	0,36	<b>0,63</b>	0,50	<b>0,60</b>
	Redução C. sol H <sub>2</sub> O	0,39	<b><u>0,81</u></b>	-0,17	-0,30	0,25	0,31
	CTC (120 dias)	0,05	0,10	0,52	<b><u>0,92</u></b>	-0,09	-0,11
	CTC/CO (120 dias)	0,06	0,13	0,55	<b><u>0,97</u></b>	-0,06	-0,07
<b>Variância explicada (%)</b>	36,0		25,8		12,4		
<b>Variância acumulada (%)</b>	36,0		61,8		74,2		

N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; CO: carbono orgânico; CTC: capacidade de troca de cátions; CP: componente principal; Coef: coeficientes; Correl: correlações.

Negrito: Correlações moderadas (valor absoluto entre 0,40 - 0,75)

Negrito e sublinhado: Correlações fortes (valor absoluto maior do que 0,75)

Na Figura 5.30, estão ilustradas as associações entre os dois primeiros CP's, que explicam 61,8 % da variância dos dados.



**Figura 5.30** - Contribuição das variáveis explicativas da condição inicial da leira e da operação do processo para o CP 1 e CP 2.

As variáveis mais significativas na explicação do CP 1 foram: teor de N aos 8 dias, teor de P aos 8 dias, teor de C sol. $H_2O$  aos 8 dias e redução do teor de C sol. $H_2O$  (correlacionadas positivamente com o CP), relação CO/N aos 8 dias, proporção de poda inicial na leira e massa inicial da leira (correlacionadas negativamente com o CP) (Figura 5.30). Os maiores coeficientes dessas variáveis no CP 1 e as suas maiores correlações com o componente são verificadas na Tabela 5.14. O CP 1 agrupou as variáveis relacionadas a condição inicial da leira e a variável redução no C sol. $H_2O$ .

O CP 1 demonstra o efeito da proporção de poda na leira, na sua montagem, sobre as características do material a ser compostado. Maiores proporções de poda na leira estiveram relacionadas a maiores relações CO/N aos 8 dias de compostagem, relação demonstrada pelo mesmo sentido e proximidade dos vetores das variáveis (Figura 5.30). Como os teores dos nutrientes, N aos 8 dias, P aos 8 dias e o C sol. $H_2O$  aos 8 dias estão negativamente correlacionados com a proporção de poda na montagem da leira e com a relação CO/N aos 8 dias (variáveis em sentidos opostos), maiores proporções de poda contribuíram para menores teores de nutrientes e menor quantidade de material facilmente degradável nas leiras, no início da compostagem. Estas relações eram esperadas pois os resíduos de poda possuem menores

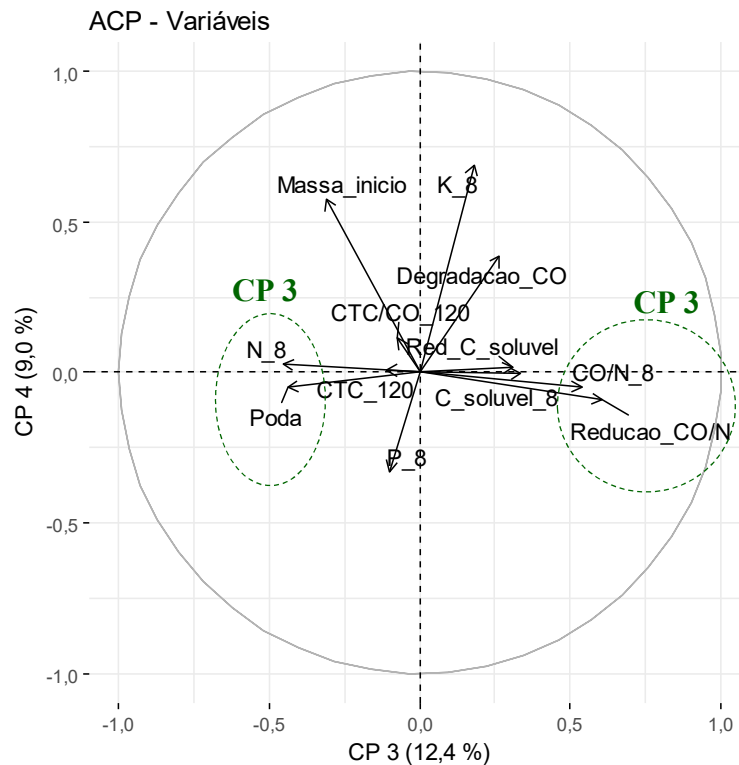
teores de nutrientes e menores quantidades de C sol. $H_2O$  do que os resíduos alimentares, como apresentado na seção 5.3.

A associação positiva entre a proporção de poda na montagem da leira e a massa inicial da leira, no CP 1, demonstra que leiras com maiores quantidades de massa inicial também apresentaram maiores proporções de poda na sua composição.

Também esteve associada ao CP 1 a variável redução do C sol. $H_2O$ , embora esta variável indique o efeito da operação do processo (explicado no CP 2). Foram observadas maiores reduções no C sol. $H_2O$  do material das leiras durante a compostagem quando houve maior quantidade de C sol. $H_2O$  aos 8 dias. Porém, um maior consumo de C sol. $H_2O$  não esteve relacionado a uma maior maturidade das leiras, pois essa variável não apresentou associação com as variáveis CTC aos 120 dias, relação CTC/CO aos 120 dias e degradação do CO.

O CP 2 agrupou as variáveis da operação do processo, que refletem a degradação/transformação da MO na compostagem. As variáveis que apresentaram maior contribuição na formação do CP 2 foram a relação CTC/CO aos 120 dias, CTC aos 120 dias, degradação do CO e redução na relação CO/N, todas correlacionadas positivamente com o CP 2. Esse componente demonstra que no material das leiras em que houve maior degradação do CO e redução da relação CO/N, durante a compostagem, o composto originado possuía maior maturidade (maior CTC e relação CTC/CO, aos 120 dias).

As variáveis que melhor explicaram o CP 3, o qual reteve 12,4 % da variância dos dados, foram: relação CO/N aos 8 dias, redução na relação CO/N (correlacionadas positivamente com o CP), teor de N aos 8 dias e proporção de poda na montagem da leira (correlacionadas negativamente com o CP) (Figura 5.31).

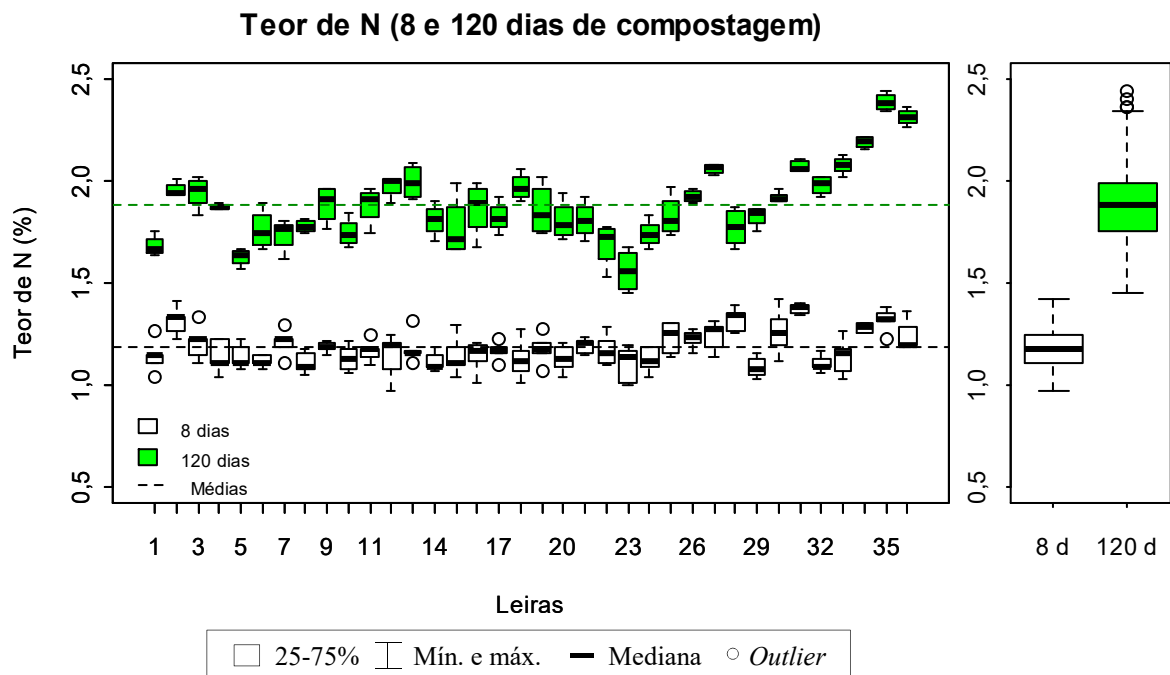


**Figura 5.31** - Contribuição das variáveis explicativas da condição inicial da leira e da operação do processo para o CP 3 e CP 4.

A principal explicação trazida no CP 3 foi que houve maior redução na relação CO/N nas leiras com maior relação CO/N aos 8 dias de compostagem, comportamento contrário ao esperado. Por outro lado, uma maior relação CO/N aos 8 dias não esteve relacionada a uma maior CTC e relação CTC/CO no composto, e maior degradação do CO, que são variáveis mais adequadas para inferir sobre a maturidade do composto.

#### 5.4.2.3.2 *Análise de Regressão Múltipla*

O teor médio de N no material das leiras no início da compostagem foi de 1,2 % e variou na faixa de 1,1 - 1,4 %, embora praticamente 75% das leiras apresentassem teores entre 1,1 e 1,2 % (Figura 5.32). Isso indica que o teor de N entre a maioria das leiras montadas ao longo do ano foi similar. Porém, nas últimas doze leiras montadas (leiras 25 - 36) houve uma maior dispersão do nutriente e estes valores se mostraram, em grande parte, superiores ao teor médio de N no início da compostagem.



**Figura 5.32** - *Box-plots* do teor de N no material das leiras no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias), em cada leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

As variações do teor de N entre os lotes de composto produzidos ao longo do tempo foram superiores àquelas verificadas para o teor de N no início da compostagem. A amplitude dos *box-plots* também foi maior, para a maior parte das leiras. Isso indica que embora tenha havido a degradação do material, ainda persistia um grau de heterogeneidade dentro das leiras. O teor médio de N no composto foi de 1,9 % e compreendeu a faixa de 1,6 - 2,4 % (Figura 5.32), ou seja, teve uma amplitude de 0,8 unidades ao longo do ano. Os teores de N no composto foram, em média, 58,3 % superiores do que no material das leiras no início da compostagem.

Devido ao comportamento dos *box-plots* dos teores de N aos 8 e 120 dias, têm-se indícios de uma possível influência, ainda que tímida, do teor de N aos 8 dias (condição inicial da leira) no teor de N no composto. Das leiras 1 a 24 os teores de N aos 8 dias estiveram abaixo da linha média e, aos 120 dias, a maioria das mesmas leiras apresentou teores de N no composto também abaixo da média. Por outro lado, para as últimas leiras montadas (leiras 25 - 36), em que houve maior teor de N aos 8 dias (à exceção das leiras 29, 32 e 33), verifica-se que o teor de N do composto esteve, quase sempre, acima da linha média.

Apesar disso, as acentuadas sequências de aumento e redução nos teores de N no composto não são explicadas pelos teores de N aos 8 dias, o que indica a influência de outro fator, ainda

desconhecido, no teor de N do composto.

O modelo gerado a partir da análise de regressão múltipla para o teor de N no composto explicou 85,9 % ( $R^2$ ) da variação desse nutriente ao longo do ano. Foram significativas no modelo a condição inicial da leira e a operação do processo (Tabela 5.15).

**Tabela 5.15** - Análise de regressão para o teor de N no composto (120 dias).

Variáveis	Coefficientes de regressão	DP	T valor	p-valor
Intercepto	-1,173191	0,199599	-5,88	< 0,01**
Teor de N (8 dias)	1,484933	0,155838	9,53	< 0,01**
Massa inicial	-0,00259	0,00067	-3,89	< 0,01**
CTC (120 dias)	0,000849	0,000119	7,11	< 0,01**
Redução rel. CO/N	0,046568	0,00546	8,52	< 0,01**

**Estatísticas do modelo**

$R^2 = 0,859$ ;  $R^2$  ajustado = 0,855; Erro padrão residual = 0,071; p-valor < 0,01

N: nitrogênio total; CTC: capacidade de troca de cátions; CO: carbono orgânico; DP: desvio padrão; T: valor do teste T; \* significante à 5%; \*\* significante à 1%;  $R^2$  = coeficiente de determinação.

O modelo mostrou-se significativo ( $p < 0,01$ ) pela ANOVA (Tabela 5.16).

**Tabela 5.16** - ANOVA para a significância da regressão do teor de N no composto.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor
Regressão	4	4,2191	1,0548	208,9	< 0,01**
Resíduo	137	0,6916	0,0051		
Total	141	4,9106			

GL: grau de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: valor do teste F; \*\* significante à 1%.

A variação temporal do teor de N no composto não explicada pelo modelo foi atribuída ao erro, uma variável aleatória que explica a falha do modelo em se ajustar aos dados. O erro pode ser particionado em dois componentes, falta de ajuste do modelo e erro puro. A falta de ajuste ocorre, por exemplo, pela não inclusão de outras variáveis importantes no modelo. Já o erro puro é resultado da variabilidade natural do processo, ou seja, a variabilidade que ocorre em observações repetidas de 'y' (variável resposta) para os mesmos valores de 'x' (variáveis regressoras).

Por não se dispor de repetições verdadeiras das variáveis respostas para cada variável regressora, a decomposição dos resíduos em falta de ajuste do modelo e erro puro não pôde ser realizada.

O modelo que explica o teor de N do composto é definido pela equação 5.1:

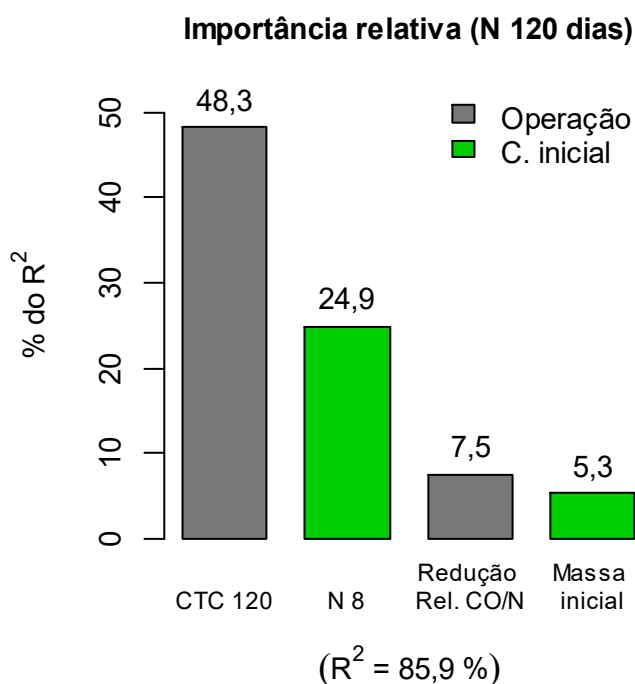
$$N_{(120 \text{ dias})} = - 1,17 + 1,48 * N_{(8 \text{ dias})} - 0,00259 * \text{Massa Inicial} + 0,000849 * \text{CTC}_{(120 \text{ dias})} + 0,046 * \text{Redução na relação CO/N} + \text{Erro}, \quad (5.1)$$

no qual o desvio padrão do erro foi estimado em  $\hat{\sigma} = 0,071 \%$ .

Os coeficientes de regressão positivos da equação 5.1 indicam que o aumento nos teores de N no material das leiras no início da compostagem (N aos 8 dias) e o aumento no grau de degradação do CO durante o processo (CTC aos 120 dias e redução na relação CO/N) contribuíram para, em média, o aumento dos teores de N no composto (N aos 120 dias). Por outro lado, o coeficiente de regressão negativo da variável massa inicial indica que o aumento nas quantidades de massa das leiras, provocou, em média, redução dos teores de N do composto.

Pela sua elevada associação com a variável degradação do CO (Figura 5.30), evidenciada na ACP, considerou-se aqui a importância da CTC aos 120 dias como uma variável relacionada ao consumo de carbono ao longo do processo, da mesma forma que a variável redução na relação CO/N.

A Figura 5.33 apresenta a importância relativa de cada variável regressora no modelo.



**Figura 5.33** - Importância relativa de cada variável regressora na explicação do teor de N no composto (120 dias). Nota: Valores obtidos a partir da decomposição da Soma dos Quadrados da Regressão.

A condição inicial da leira contribuiu com 30,2 % da variação observada no teor de N entre os lotes de composto produzidos ao longo do ano, enquanto os 55,8 % restantes da variação foram explicados pela operação do processo. Essa explicação está de acordo com a interpretação da Figura 5.32, no qual foi observado que havia outro fator influenciando a variação do teor de N no composto. Desse modo, as sequências de aumento e redução do teor de N entre os lotes de composto produzidos são, em parte, explicadas pela operação da leira.

Como o consumo do CO do material das leiras geralmente é superior às perdas de N e demais nutrientes ali presentes, ocorre a concentração desses últimos no composto. Isso explica porque a decomposição do CO e o teor de N aos 8 dias têm influência sobre o teor de N no composto.

Apesar disso, é importante destacar que a compostagem apresenta balanço de massa negativo para o N, devido às suas elevadas perdas por volatilização, nas formas de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$  e por lixiviação (DE GUARDIA *et al.*, 2010). As perdas de N nas formas gasosas são consequência da amonificação do nitrogênio orgânico, que ocorre durante a oxidação aeróbia do material, e emissão de parte desse para a atmosfera. Na sequência, uma parcela do nitrogênio amoniacal que foi conservado na leira é transformada em nitrato o qual, em condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de nitrato), pode ser desnitrificado para as formas gasosas de  $\text{N}_2\text{O}$  (produto intermediário da desnitrificação) e  $\text{N}_2$  (produto final da desnitrificação) e volatilizado da leira (DE GUARDIA *et al.*, 2010).

Nigussie *et al.* (2017) relatam perdas de N total da ordem de 40 - 60 % na compostagem, sendo que o N é perdido, predominantemente, nas formas de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2$ , enquanto as perdas por  $\text{N}_2\text{O}$  são reduzidas. Assim, menores quantidades de N (kg) estão presentes na massa seca do composto comparado as quantidades de N (kg) presentes na massa seca dos resíduos, na montagem da leira (COSTA *et al.*, 2017; MULBRY; AHN, 2014).

Provavelmente as leiras que apresentaram as maiores taxas de degradação do CO e, por consequência, os maiores teores de N no composto também apresentaram as maiores perdas do nutriente ao longo do processo. Isso ocorre pois uma maior degradação do CO geralmente está associada a uma maior amonificação do nitrogênio e, com isso, maior volatilização.

Na compostagem, a degradação acelerada do CO é desejável por proporcionar um composto com melhores características (maior estabilidade, humificação, sanitização, menor tamanho de partícula e maior homogeneidade de partículas) em menor tempo (maior otimização do



pátio). Porém, tem a desvantagem de reduzir o valor agrônômico do composto e aumentar o impacto ambiental do processo, pela maior emissão de gases do efeito estufa e  $\text{NH}_3$ , que pode contribuir para eutrofização.

Diferentes estratégias têm sido propostas para conservar o N na leira e incrementar o N do composto, de modo a melhorar economicamente e ambientalmente o processo de compostagem. Uma alternativa é particionar a adição de substratos ricos em N durante a compostagem, em vez de adicioná-los inteiramente na montagem da leira, objetivando com isso reduzir as perdas por  $\text{NH}_3$  e ter um composto mais rico em N. A desvantagem desse tipo de prática é a menor estabilidade do composto, mas que não demonstrou causar impacto negativo na qualidade do produto (NIGUSSIE *et al.*, 2017).

A combinação de métodos de aeração (revolvimentos mecanizados na fase inicial e ventilação natural na fase final) também tem sido considerada uma maneira de reduzir as perdas de N, consumo de energia e custos operacionais do processo, sem comprometer a qualidade do composto (RASAPOOR *et al.*, 2016).

Embora as emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$  tendam a aumentar com o aumento na massa (tamanho) da leira (FUKUMOTO *et al.*, 2003), este não pode ter sido o motivo para os menores teores de N nos lotes de composto provenientes de leiras com maiores quantidades de massa inicial (como referido anteriormente, na interpretação da equação 5.1). Dois motivos levam a essa conclusão: (i) maiores massas iniciais não estiveram associadas a maior degradação do CO das leiras (maiores emissões de  $\text{NH}_3$  geralmente estão associadas a maior degradação do CO) e (ii) a massa inicial da leira apresentou correlação positiva com a proporção de poda na leira. Como foi discutido na ACP, leiras com maiores quantidades de massa inicial também apresentaram maior proporção de poda no início do processo (Figura 5.30). Maiores proporções de poda indicam menor potencial de amonificação, uma vez que o N presente na poda está menos disponível do que o N presente nos resíduos alimentares. Assim seriam esperadas menores perdas de N com maior proporção de poda na leira, o que não foi observado.

Assim, é mais provável que a massa inicial da leira explique, indiretamente, o efeito da maior proporção de poda na leira, sobre o teor de N no composto. Quando aumentou-se a massa inicial da leira, aumentou-se também a proporção de poda, o que contribuiu para um composto com, em média, menor teor de N, visto que a poda apresenta menores teores de N do que os resíduos alimentares.

Na Tabela 5.17 é apresentado o atendimento do teor de N do composto à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

**Tabela 5.17** - Atendimento do teor de N do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

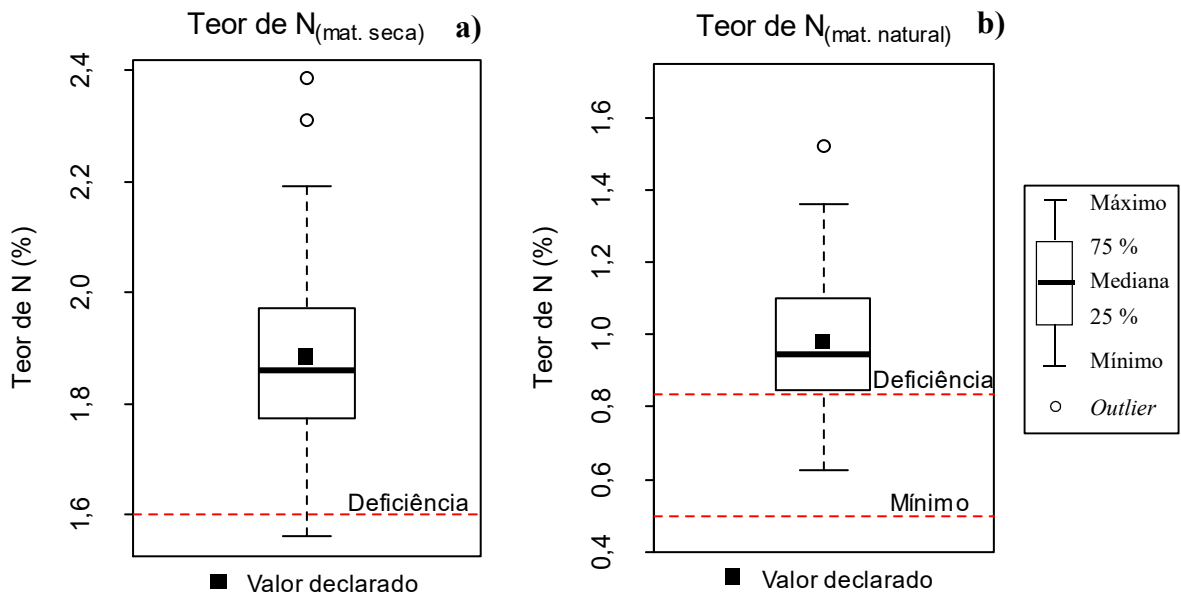
Aspectos regulados	IN SDA n° 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>	
		Mat. seca	Mat. natural
Valor declarado (mínimo)	0,5 % MN	-	0 % (0)
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	2,8 % (1)	19,4 % (7)

n: número de leiras amostradas; m: número de amostras coletas nas leiras; MN: matéria natural; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam a legislação. Nota: A normativa só regula o teor de N na matéria natural.

O teor mínimo de N (0,5 % MN) foi atendido em todos os lotes de composto produzidos. Por outro lado, foi extrapolada a deficiência máxima permitida para o nutriente. O não atendimento foi mínimo sobre os teores de N na matéria seca e de quase 20 % quando considerados os teores do nutriente na matéria natural. Como o teor declarado de N, na matéria seca, foi de 1,9 %, o teor mínimo aceitável do nutriente em qualquer lote produzido seria de 1,62 %, mas o composto proveniente da leira 23 apresentou valor inferior a este. O maior número de não atendimento dos teores de N, na matéria natural, é consequência das elevadas diferenças de conteúdo de água entre os lotes de composto produzidos. Sete lotes de composto apresentaram teor de N, na matéria natural, abaixo de 0,83 %, limite mínimo aceitável tendo em vista um teor de N declarado no composto de 0,98 %. Embora discutidos os teores de N na matéria seca e na matéria natural, somente são regulados pela legislação os nutrientes (N, P e K) na matéria natural.

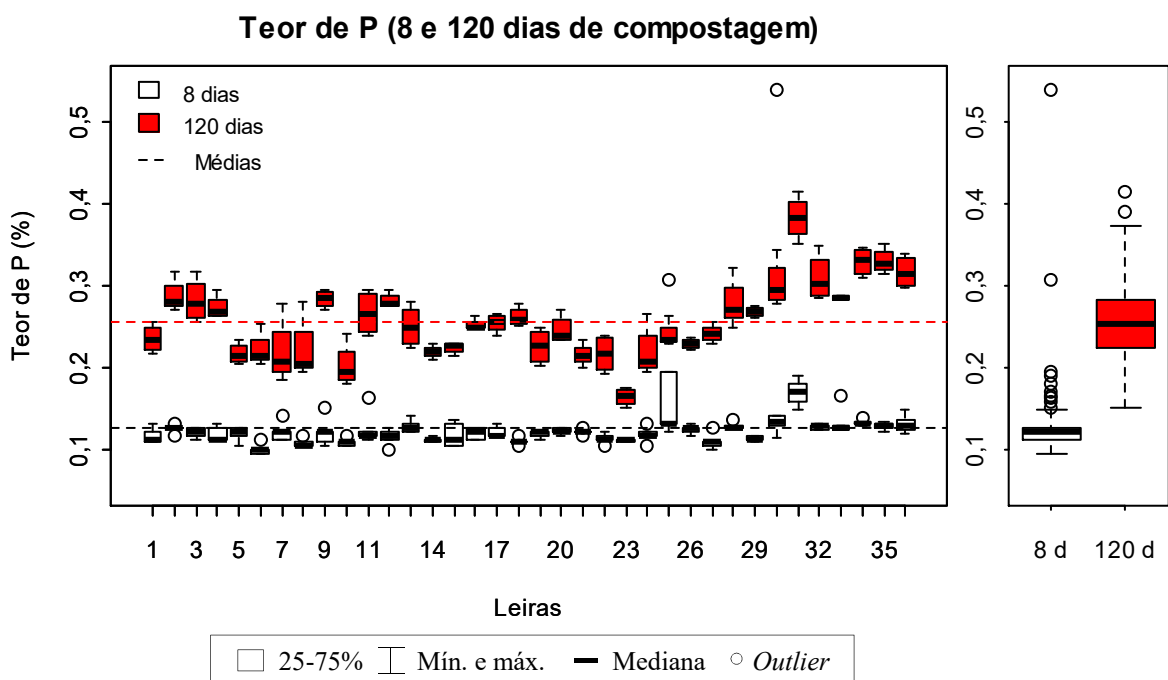
Entende-se que, devido a variação no teor de N, bem como dos demais nutrientes (como será discutido nos gráficos da Figura 5.35 e Figura 5.39), entre os lotes de composto produzidos ao longo do ano, o mais adequado seria a declaração de uma faixa de concentração para cada nutriente, e não apenas de um valor médio, ou a regulação de uma tolerância ao excesso máxima para os mesmos. Essa alternativa se justifica porque a aplicação de nutrientes em excesso pode trazer consequências negativas ao ambiente, como a salinização do solo, devido ao acúmulo dos nutrientes, e a contaminação de água subterrâneas, em consequência da lixiviação dos mesmos (MATOS, 2014).

Na Figura 5.34 é ilustrado graficamente o atendimento do teor de N do composto à legislação.



**Figura 5.34** - *Box-plot* do teor de N na matéria seca (a) e *box-plot* do teor de N na matéria natural (b) nos 36 lotes de composto monitorados e limites estabelecidos na IN SDA nº 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).

Na Figura 5.35 são apresentados os teores de P do material das leiras aos 8 e 120 dias de compostagem, para todas as leiras monitoradas.



**Figura 5.35** - *Box-plots* do teor de P no material das leiras no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias) em cada leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

No início da compostagem o teor médio de P foi de 0,12 % e a maioria dos valores esteve entre 0,10 e 0,13 %. A baixa dispersão dos teores de P, aos 8 dias de compostagem, em torno

da média geral e a pequena amplitude dos *box-plots* demonstram uma homogeneidade no teor do nutriente entre as diferentes leiras montadas na unidade de compostagem, ao longo do ano. Exceção ocorreu para a leira 25 e a sequência de leiras 30 a 36, para os quais o teor de P esteve acima da média geral. Como também foram observados maiores teores de N aos 8 dias de compostagem nas últimas leiras monitoradas na unidade de compostagem (Figura 5.32), pode ter havido uma mudança de protocolo na montagem das leiras (*e.g* redução na proporção de resíduos de poda na mistura).

No composto pronto, tanto a dispersão dos teores de P em torno da média quanto a amplitude dos *box-plots* foram maiores do que para o teor de P aos 8 dias de compostagem. O teor de P entre os lotes de composto produzidos ao longo do ano variou de 0,16 a 0,38 % e foi, em média, de 0,26 %. O composto proveniente de resíduos alimentares em mistura com resíduos de poda tem baixo teor de P comparado a compostos provenientes de outros resíduos, como dejetos animais. Wei *et al.* (2015) relatam teores de P de 2,2 e 3,0 % no composto de dejetos de suínos e dejetos de aves, respectivamente, que decorrem da elevada suplementação de P mineral na dieta desses animais.

O teor de P no composto foi, em média, 105,4 % superior ao teor de P no material inicial das leiras, devido ao efeito da concentração do nutriente. A maior concentração do teor de P comparada a concentração do teor de N, do início para o final da compostagem, se deve à baixa mobilidade do primeiro, sendo, dos três macronutrientes (NPK), o mais conservado na leira durante o processo. Costa *et al.* (2017) demonstraram isso ao apresentarem balanço de massa negativo para o teor de P, da ordem de - 16,7 %, enquanto que o balanço de massa para o teor de N foi da ordem de - 40,3 %, na compostagem de resíduos agroindustriais em mistura com resíduos de poda de árvores. Os autores atribuíram as perdas de P à lixiviação da sua fração solúvel em água. Na compostagem de resíduos urbanos as perdas de P podem ser ainda mais reduzidas, pois os resíduos utilizados possuem baixo teor de P total e de P disponível (WEI *et al.*, 2015). Hanc *et al.* (2017) verificaram que o P disponível representa de 16 a 33 % do P total do composto originado de resíduos orgânicos domiciliares misturados com maravalha.

O modelo gerado para o teor de P no composto (120 dias de compostagem) foi capaz de explicar 70 % ( $R^2$ ) da variação desse nutriente. A variação temporal no teor de P não explicada pelo modelo foi atribuída ao erro. Foram significativas no modelo as variáveis relacionadas à condição inicial da leira, operação do processo e condição ambiental (Tabela 5.18). A variável regressora ordem de coleta, que diz respeito à sequência de amostragem dos

lotos de composto no tempo, foi incluída no modelo para retirar um padrão observado no gráfico de resíduos. Como a variável foi significativa ( $p < 0,05$ ), isso indica que a ordem da coleta das leiras teve uma pequena influência nos teores de P do composto.

**Tabela 5.18** - Análise de regressão para o teor de P no composto (120 dias).

Variáveis	Coefficientes de regressão	DP	T valor	p-valor
Intercepto <sup>a</sup>	0,36977	0,04959	7,46	< 0,01**
Teor de P (8 dias)	0,25446	0,11544	2,20	< 0,05*
C. sol H <sub>2</sub> O (8 dias)	0,00167	0,00040	4,22	< 0,01**
Relação CO/N (8 dias)	-0,01030	0,00141	-7,30	< 0,01**
Varição relação CO/N	0,01173	0,00145	8,07	< 0,01**
Período chuvoso-seco	-0,01015	0,00609	-1,66	0,098 <sup>ns</sup>
Período seco	-0,02804	0,00608	-4,61	< 0,01**
Ordem de coleta	0,00076	0,00027	2,81	< 0,01**

**Estatísticas do modelo**

$R^2 = 0,70$ ;  $R^2$  ajustado = 0,69; Erro padrão residual = 0,026; p-valor < 0,01

P: fósforo total; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; DP: desvio padrão; T: valor do teste T; ns: não significativo; \* significativo à 5%; \*\* significativo à 1%;  $R^2$  = coeficiente de determinação; <sup>a</sup> Efeito do período chuvoso no teor de P do composto.

O modelo gerado mostrou-se significativo ( $p < 0,01$ ) pela ANOVA (Tabela 5.19).

**Tabela 5.19** - ANOVA para a significância da regressão do teor de P no composto.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor
Regressão	7	0,21561	0,030801	45,4	< 0,01**
Resíduo	134	0,09102	0,000679		
Total	141	0,30663			

GL: graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: valor do teste F; \*\* significativo à 1%.

Assim, o modelo que explica o teor de P no composto é definido pela equação 5.2:

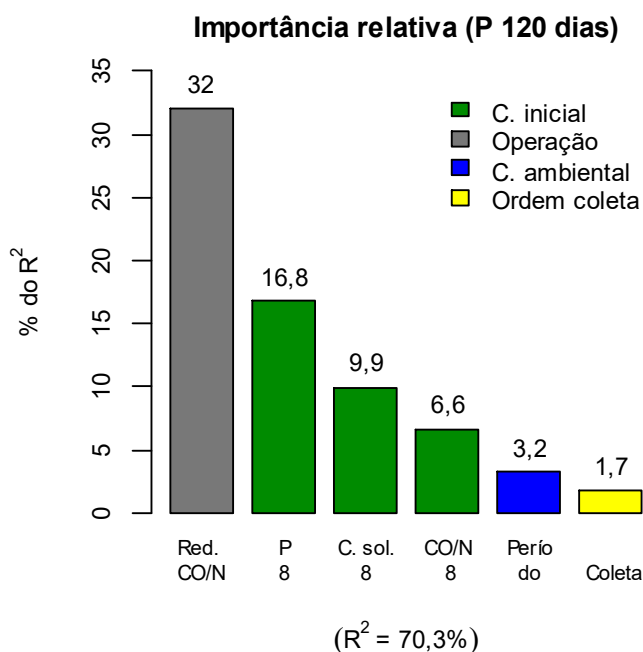
$$P_{(120 \text{ dias})} = 0,37 (-0,028 \text{ Período seco}) + 0,25 * P_{(8 \text{ dias})} + 0,00167 * C \text{ sol. H}_2\text{O}_{(8 \text{ dias})} - 0,0103 * \text{Relação CO/N}_{(8 \text{ dias})} + 0,012 * \text{Redução CO/N} + 0,00076 * \text{Ordem de coleta} + \text{Erro}, \quad (5.2)$$

no qual o desvio padrão do erro foi estimado em  $\hat{\sigma} = 0,026 \%$ .

Os coeficientes positivos do modelo de regressão apresentados na Equação 5.2 mostram que, independentemente do período do ano, o aumento nos teores de P e C sol.H<sub>2</sub>O no início da compostagem, bem como maiores reduções na relação CO/N ao longo da compostagem

provocam, em média, aumento dos teores de P no composto. O coeficiente negativo para a variável relação CO/N aos 8 dias, mostra que o aumento na relação CO/N no início da compostagem provocou, em média, redução nos teores de P no composto.

A condição inicial da leira contribuiu com 33,3 % da variação do teor de P no composto, a operação do processo com 32 %, o período do ano com 3,2 % e a ordem de coleta explicou 1,7 % dessa variação (Figura 5.36).

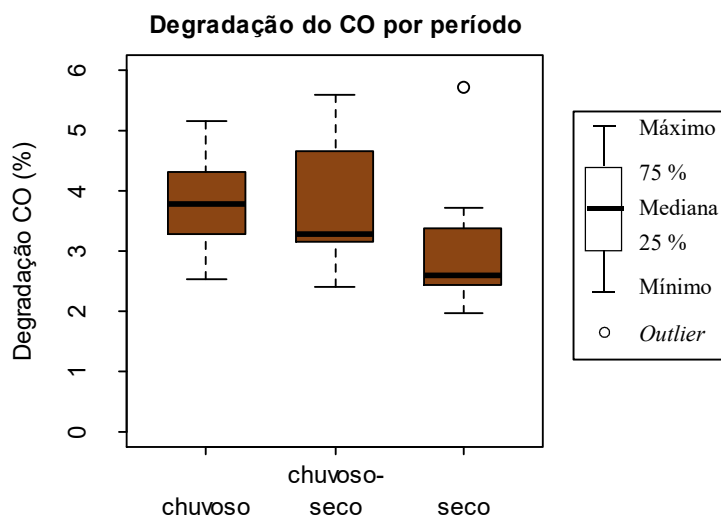


**Figura 5.36** - Importância relativa de cada variável regressora na explicação do teor de P no composto (120 dias). Nota: Valores obtidos a partir da decomposição da Soma dos Quadrados da Regressão.

Por ser o período uma *variável dummy* (variável categórica) significativa para os níveis chuvoso e seco e o seu efeito estar presente no intercepto do modelo, o valor do intercepto é dependente da condição ambiental em que a leira foi conduzida. O modelo apresentado na equação 5.2 aplica-se a leiras conduzidas no período chuvoso. Quando a compostagem é conduzida no período seco é necessário somar o coeficiente de regressão do referido período ao intercepto. Como o coeficiente do período seco foi negativo, conclui-se que os teores de P nas leiras conduzidas na época seca são, em média, menores do que para as leiras conduzidas no período chuvoso.

Como o período chuvoso/seco não foi significativo, os teores de P no composto das leiras conduzidas nessa condição, em média, não se diferem daqueles observados para as leiras conduzidas no período chuvoso. Apesar de significativa, a condição ambiental explicou apenas 3,2 % da variação total do teor de P no composto (Figura 5.36).

Foram observados maiores teores de P no composto nos períodos chuvoso e chuvoso-seco em virtude de ter havido uma maior degradação do CO no material das leiras nessas épocas do ano (Figura 5.37). A maior decomposição nesses períodos pode ter sido ocasionada por uma atividade microbiana mais intensa, como consequência de (i) maior conteúdo de água no material das leiras, (ii) maior temperatura ambiente (período chuvoso em Belo Horizonte condiz com as estações da primavera e do verão).



**Figura 5.37** - Box-plots da degradação do CO das leiras compostadas nos períodos chuvoso, chuvoso-seco e seco.

Na Tabela 5.20 é apresentado o atendimento do teor de P do composto à normativa que regula o seu uso como fertilizante orgânico.

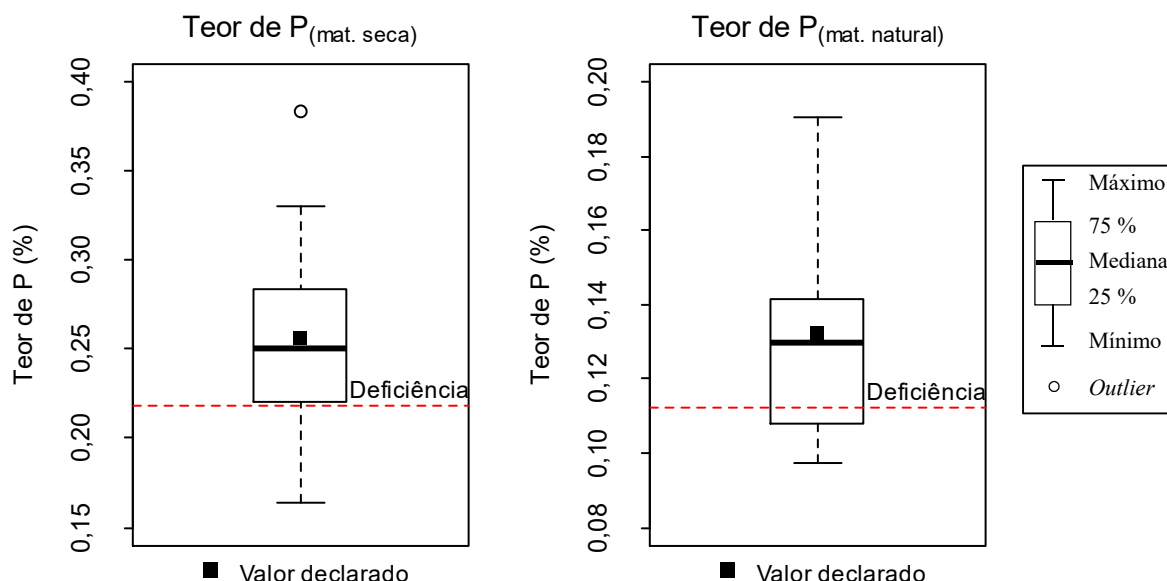
**Tabela 5.20** - Atendimento do teor de P do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA nº 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>	
		Mat. seca	Mat. natural
Valor declarado	-	-	-
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	16,7 % (6)	30,6 % (11)

n: número de leiras amostradas, m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam a legislação. Nota: Não é obrigatória a declaração do teor de P, mas se declarado deve-se cumprir a deficiência máxima, na matéria natural.

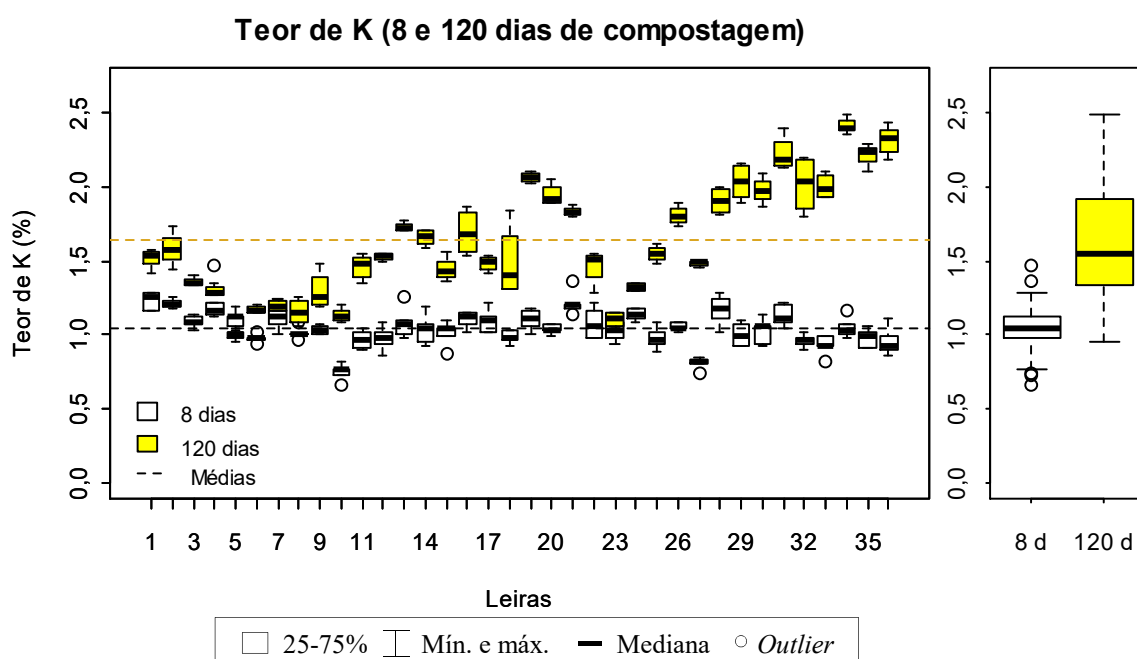
Como a normativa brasileira não impõe um teor mínimo de P no composto, somente é regulado um limite de deficiência máxima do nutriente. Maior número de lotes de composto não atendeu ao limite de deficiência máxima para o teor de P comparado ao que foi observado

para o teor de N. Os não atendimentos para os teores de P, na matéria natural, foram quase o dobro do que na matéria seca. Na Figura 5.38 é ilustrado o atendimento do teor de P do composto à legislação.



**Figura 5.38** - Box-plot do teor de P na matéria seca (a) e box-plot do teor de P na matéria natural (b) nos 36 lotes de composto monitorados e limites mínimo e tolerância à deficiência estabelecida na IN SDA nº 25/2009 do MAPA (BRASIL, 2009).

O teor de K no material das leiras montadas ao longo do ano foi mais discrepante do que para os nutrientes N e P. Em média, o material das leiras apresentou 1,0 % de K aos 8 dias de compostagem, mas este teor variou de 0,75 a 1,2 % (Figura 5.39).



**Figura 5.39** - Box-plots do teor de K no material das leiras no início da compostagem (8 dias) e no composto pronto para uso (120 dias) em cada leira monitorada na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.



No composto, o teor médio de K foi de 1,6 % e apresentou variação de 1,5 unidades entre os 36 lotes produzidos. Hanc *et al.* (2017) observaram que ao contrário do P, o K do composto é bastante disponível, sendo sua proporção, em relação ao K total, de aproximadamente 63 %. A disponibilidade desse nutriente aumenta com o tempo de compostagem, enquanto a disponibilidade do P diminui. A variação no teor de K entre os lotes de composto produzidos não aparenta ter relação com os teores de K do material das leiras no início do processo, uma vez que são verificadas sequências crescentes/decrescentes nos teores de K no composto, tendência que não ocorreu para os teores de K no início da compostagem.

O modelo gerado para o teor de K no composto (120 dias) foi capaz de explicar 81,5 % ( $R^2$ ) da variação desse nutriente. A variação temporal no teor de K não explicada pelo modelo foi atribuída ao erro. Foram significativas no modelo as variáveis relacionadas à condição inicial da leira, operação do processo e condição ambiental (Tabela 5.21). Novamente foi incluída no modelo a variável regressora ordem de coleta, devido ao padrão observado no gráfico de resíduos.

**Tabela 5.21** - Análise de regressão para o teor de K no composto (120 dias).

Variáveis	Coefficientes de regressão	DP	T valor	p-valor
Intercepto <sup>a</sup>	1,04746	0,30230	3,47	< 0,01**
C. sol H <sub>2</sub> O (8 dias)	0,02692	0,00243	11,07	< 0,01**
Relação CO/N (8 dias)	-0,03607	0,00958	-3,76	< 0,01**
Redução relação CO/N	0,06068	0,00878	6,91	< 0,01**
Período chuvoso-seco	0,16255	0,03729	4,36	< 0,01**
Período seco	-0,00261	0,03678	-0,07	0,94 <sup>ns</sup>
Ordem de coleta	0,01489	0,00166	8,96	< 0,01**

**Estatísticas do modelo**

$R^2 = 0,815$ ;  $R^2$  ajustado = 0,806; Erro padrão residual = 0,16; p-valor = < 0,01

CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; DP: desvio padrão; T: valor do teste T; \* significante a 5%; \*\* significante a 1%; ns: não significativo;  $R^2$  = coeficiente de determinação; <sup>a</sup> Efeito do período chuvoso no teor de K do composto.

O modelo mostrou-se significativo ( $p < 0,01$ ) pela ANOVA (Tabela 5.22).

**Tabela 5.22** - ANOVA para a significância da regressão do teor de K no composto.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	p-valor
Regressão	6	14,41	2,40	96,0	< 0,01**
Resíduo	131	3,28	0,025		
Total	137	17,69			

GL: grau de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: valor do teste F; \*\* significante à 1%.

O teor de K no composto é, portanto, definido pela equação 5.3:

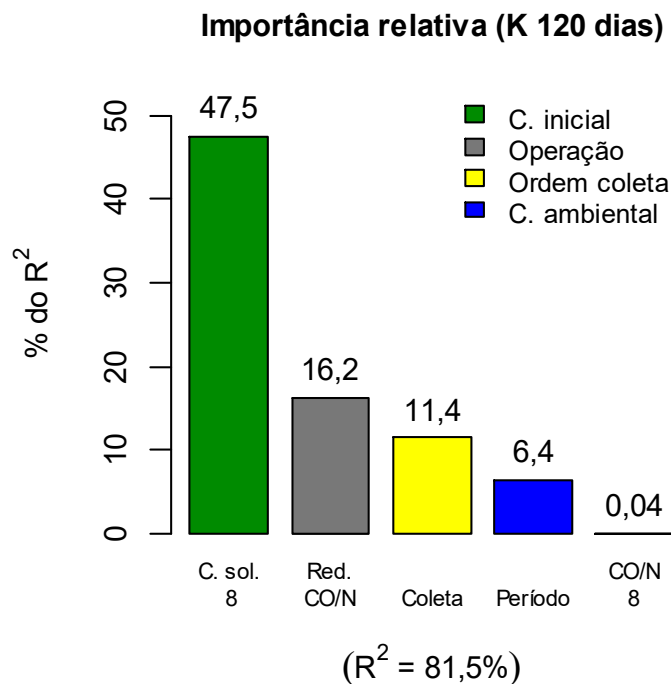
$$K_{(120 \text{ dias})} = 1,047 (+ 0,16 \text{ Período chuvoso-seco}) + 0,02692 * C \text{ sol. H}_2\text{O (8 dias)} - 0,036 * \text{Relação CO/N}_{(8 \text{ dias})} + 0,06068 * \text{Redução rel. CO/N} + 0,01489 * \text{Ordem de coleta} + \text{Erro}, \quad (5.3)$$

no qual o desvio padrão do erro foi estimado em  $\hat{\sigma} = 0,16$ .

Por ser a condição ambiental significativa e estar incluída no intercepto do modelo, a equação 5.3 estima os teores de K no composto para o período chuvoso. Embora o teor de K seja influenciado pelo período, essa influência é pequena e contribui com apenas 6,4 % da variação do nutriente entre os lotes produzidos.

Os coeficientes positivos das variáveis C sol. H<sub>2</sub>O aos 8 dias e redução na relação CO/N, na Equação 5.3, demonstram que, o aumento na quantidade de C sol. H<sub>2</sub>O aos 8 dias e na redução da relação CO/N no material das leiras, durante o processo, provocou, em média, aumento nos teores de K no composto. O coeficiente negativo para a variável relação CO/N aos 8 dias demonstra que, em média, o teor de K no composto decresceu à medida que foi aumentada a relação CO/N no material das leiras no início da compostagem.

A condição inicial da leira contribuiu na explicação de 47,5 % da variação no teor de K do composto ao longo do tempo, enquanto a operação do processo contribuiu na explicação de 16,2 % dessa variação e o período do ano com 6,4 % (Figura 5.40). Diferentemente do que foi observado nos modelos dos teores de N e P do composto, no modelo do teor de K no composto, o nutriente, aos 8 dias, não foi significativo.



**Figura 5.40** - Importância relativa de cada variável regressora na explicação do teor de K no composto (120 dias). Nota: Valores obtidos a partir da decomposição da Soma dos Quadrados da Regressão.

A partir da ACP é possível verificar que o teor de K aos 8 dias teve uma relação fraca com o CP 1, que agrupou as variáveis da condição inicial da leira, ao contrário dos teores de N e P aos 8 dias, bem relacionados ao componente (Figura 5.30). Desse modo, a explicação da condição inicial da leira ficou concentrada no C sol. H<sub>2</sub>O aos 8 dias.

Uma parcela elevada (11,4 %) da variação total do teor de K no composto foi explicada pela ordem de coleta das leiras. Como o coeficiente da ordem de coleta, apresentado na equação 5.3, foi positivo, houve, em média, um aumento nos teores de K do composto com o avançar das coletas. Isso indica que algum fator de influência sobre o nutriente não pôde ser verificado a partir das variáveis monitoradas na presente pesquisa.

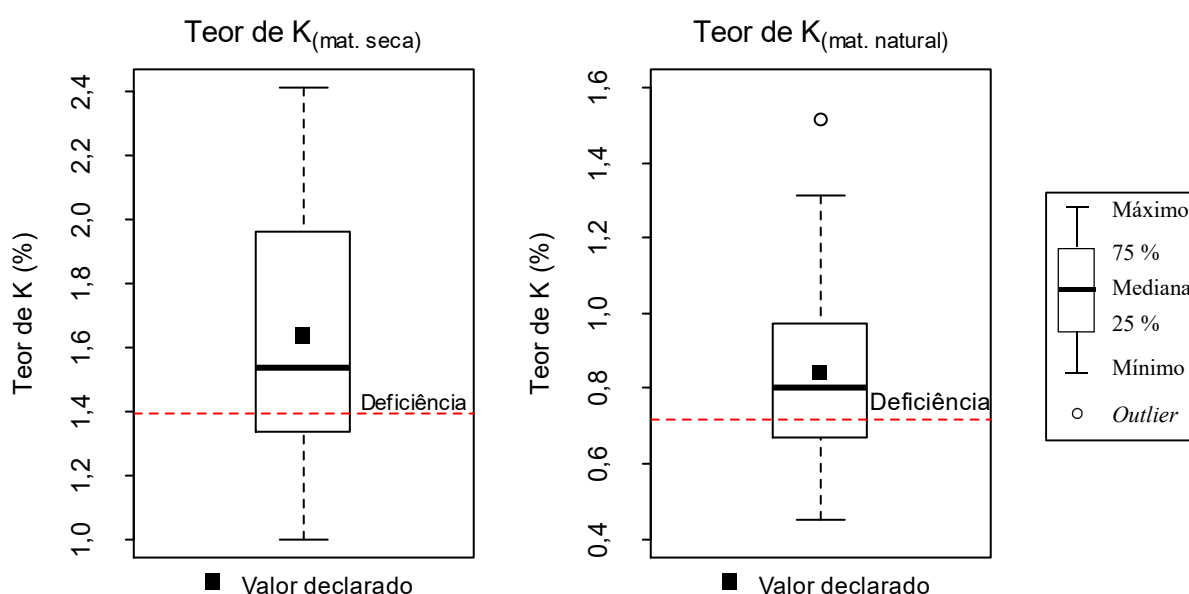
Na Tabela 5.23 é apresentado o atendimento do teor de K do composto à normativa que regula o seu uso fertilizante orgânico. O K foi o macronutriente avaliado que apresentou as maiores % de não atendimento ao limite de deficiência imposto.

**Tabela 5.23** - Atendimento do teor de K do composto orgânico (n=36, m=144) produzido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte à legislação que regula seu uso como fertilizante orgânico.

Aspectos regulados	IN SDA nº 25/2009 <sup>b</sup>	Não atendimento à legislação <sup>c</sup>	
		Mat. seca	Mat. natural
Valor declarado	-	-	-
Deficiência máxima <sup>a</sup>	≤ 15 %	28 % (10)	33,3 % (12)

n: número de leiras amostradas, m: número de amostras coletas nas leiras; <sup>a</sup> Calculada pela equação 4.2; <sup>b</sup> BRASIL (2009); <sup>c</sup> Entre parênteses está a quantidade de leiras que não atenderam a legislação. Nota: Não é obrigatória a declaração do teor de K, mas se declarado deve-se cumprir a deficiência máxima, na matéria natural.

Na Figura 5.41 é ilustrado o atendimento do nutriente K à legislação.



**Figura 5.41** - Box-plot do teor de K na matéria seca (a) e box-plot do teor de K na matéria natural (b) nos 36 lotes de composto monitorados e limites estabelecidos na IN SDA nº 25/2009 do MAPA para a variável (BRASIL, 2009).

A partir dos modelos gerados para os nutrientes N, P e K do composto foi verificado que as suas variações entre os lotes produzidos foram influenciadas principalmente pela condição inicial da leira e operação do processo. Os demais fatores tiveram pequena influência nos teores dos nutrientes no composto. Na Tabela 5.24 são resumidas estas informações.

**Tabela 5.24** – Fatores de influência na variação dos teores dos nutrientes (N, P e K) do composto entre os lotes produzidos ao longo do ano, na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Fatores de influência	Nutrientes		
	Nitrogênio total	Fósforo total	Potássio total
Condição inicial (%)	30,2	33,3	47,5
Operação do processo (%)	55,8	32,0	16,2
Cond. ambiental (%)	-	3,2	6,4
Ordem de coleta (%)	-	1,7	11,4
<b>Explicação total</b>	86,0	70,2	81,5

Desse modo, a redução na variação dos nutrientes entre os lotes de composto pode ser conseguida a partir de uma maior uniformização nas características das leiras na sua montagem, e maior controle das rotinas de revolvimento e de adição de água no material das leiras durante o processo.

A padronização da condição inicial da leira é um aspecto um pouco crítico pela variação nas características químicas dos resíduos, sendo, portanto, apenas parcialmente alcançada. Um procedimento simples para auxiliar nesse controle é a fixação da proporção de poda na composição da leira, uma vez que a sua variação foi o principal fator que causou diferenças na condição inicial entre as leiras. Isso demanda apenas a pesagem dos resíduos e a determinação do conteúdo de água da poda, uma vez que no resíduo alimentar essa característica pode ser assumida como constante.

O controle da relação CO/N inicial da compostagem exige maior investimento, por ser esta relação variável nos resíduos de poda, ao longo do ano. Desse modo seria necessário o monitoramento periódico do teor de N nestes resíduos, uma análise mais cara e trabalhosa. Outra condição inicial de difícil controle é a massa de resíduos das leiras. A quantidade de resíduos depende da geração nos estabelecimentos comerciais e podem haver padrões de geração dentro da semana, mês ou ano. Nesse trabalho não foi possível avaliar, isoladamente, a influência da quantidade de massa da leira na variação das características do composto, uma vez que não foi mantida a mesma proporção de poda entre as diferentes leiras montadas. Assim, leiras com maior quantidade de massa também apresentaram maior proporção de poda e, portanto, o efeito da poda sobressaiu na análise.

A operação do processo é um aspecto que pode ser melhor controlado comparado a condição

inicial da leira. Há uma maior facilidade para controle da frequência de revolvimentos na leira do que do conteúdo de água do material em compostagem. A adição de água para a obtenção de conteúdos ótimos para a atividade microbiana, de 60 %, é subjetiva. Para um melhor controle seria necessária a análise desse parâmetro após o molhamento das leiras.

Devido a elevada proporção de resíduos de poda nas leiras (desconsiderando-se o conteúdo de água dos resíduos) e a ausência de resíduos de origem animal nos resíduos alimentares utilizados em compostagem, espera-se menor conteúdo de nutrientes no composto obtido na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, comparado com aqueles originados da FORSU em que não se emprega agente estruturante ou o utiliza em pequena proporção.

Pelos motivos elencados observou-se que os teores de N, P e K relatados por Barrena *et al.* (2014), tanto no composto obtido em escala comercial como em escala domiciliar, foram superiores aos observados neste trabalho. Destaca-se o elevado desvio padrão dos valores reportados pelos autores. Estes são consequência da variabilidade nas características do composto produzido entre os diferentes domicílios e entre as diferentes plantas de compostagem, operados com o mesmo tipo de resíduos (Tabela 5.25).

**Tabela 5.25** - Valores médios e desvios-padrão dos nutrientes N, P e K (matéria seca) em compostos orgânicos originados da FORSU separada seletivamente na fonte, segundo dados da literatura.

Tipo de composto	Local	Escala	Nutrientes			Autores
			N (%)	P (%)	K (%)	
RA + RV	BRA	Com	1,9 ±0,2	0,26 ±0,04	1,6 ±0,4	Presente pesquisa
FORSU	ESP	Com	2,6 ±0,8	1,0 ±0,4	1,5 ±0,6	Barrena <i>et al.</i> (2014)
FORSU	ESP	Dom <sup>c</sup>	2,2 ±0,9	0,8 ±0,4	1,4 ±0,9	Barrena <i>et al.</i> (2014)
FORSU/RV	SUI	Com <sup>d</sup>	1,7 ±0,4	0,33 ±0,1	1,2 ±0,5	Kupper <i>et al.</i> (2014)
RA+ turfa <sup>a</sup>	FIN	Lab	2,6 ±0,1	0,37 ±0,0	0,8 ±0,03	Himanen e Hän. (2011)
RA+RV <sup>b</sup>	ESP	Dom	2,6 ±0,4	0,57 ±0,04	1,3 ±0,2	Storino <i>et al.</i> (2016)
FORSU	BRA	Pil	2,1	0,45	1,1	Massukado e Schalch (2010)

FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (compreendem primariamente resíduos de alimentos e podem ou não conter resíduos de jardins e parques); RA: Resíduos alimentares; RV: resíduos verdes; BRA: Brasil, ESP: Espanha; SUI: Suíça; FIN: Finlândia; Com: comercial; Dom: domiciliar; Lab: laboratorial; Pil: piloto; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; <sup>a</sup> Proporção 1:1 (volume/volume); <sup>b</sup> Proporção de RA: RV variou de 1:0,6-1,2 (volume/volume); <sup>c</sup> inclui composto produzido em casas, comunidades e escolas; <sup>d</sup> as médias e os desvio foram calculados para as amostras de composto provenientes das plantas que operavam com *bio-waste* (aqui denominado FORSU) e *green waste* (aqui traduzido: resíduos verdes) juntos, excluindo-se da análise as plantas que compostagem estes resíduos separados ou misturados com resíduos industriais.

Em contrapartida, os valores reportados por Kupper *et al.* (2014) são similares aos observados nesta pesquisa. Isso possivelmente se deve à mistura da FORSU com agente estruturante para

a compostagem. Não são reportadas informações quanto à proporção da mistura dos resíduos.

Na Tabela 5.26 as variáveis monitoradas no composto são classificadas de acordo com o seu nível de atendimento à legislação.

**Tabela 5.26** – Classificação das variáveis monitoradas no composto produzido na unidade de compostagem de Belo Horizonte em função do nível de atendimento às normativas que regulam o seu uso como fertilizante orgânico.

Variáveis	Legislação <sup>a</sup>		Não atendimento do composto à legislação			
	Garantia requerida	Tolerância à deficiência	Garantia requerida		Limites de tolerância à deficiência <sup>b</sup>	
<i>E. coli</i> (NMP g <sup>-1</sup> MS)	1×10 <sup>+03</sup>	-	96 % (26)	●	-	
C. de água (%)	50 (máximo)	≤ 15 %	53 % (19)	●	25 % (9)	●
pH	6,5 (mínimo)	≤ 15 %	0 % (0)	○	0 % (0)	○
CO (% MS)	15 (mínimo)	≤ 15 %	0 % (0)	○	0 % (0)	○
Rel. CO/N (MS)	20 (máxima)	≤ 15 %	47 % (17)	●	8 % (3)	●
N (% MS)	-	≤ 15 %	-		3 % (1)	●
N (% MN)	0,5 (mínimo)	≤ 15 %	0 % (0)	○	19 % (7)	●
P (% MS)	-	≤ 15 %	-		17 % (6)	●
P (% MN)	-	≤ 15 %	-		31 % (11)	●
K (% MS)	-	≤ 15 %	-		28 % (10)	●
K (% MN)	-	≤ 15 %	-		33 % (12)	●
CTC (mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> MS)	cd	≤ 15 %	-		6 % (2)	●
Rel. CTC/CO (MS)	cd	≤ 15 %	-		8 % (3)	●

NMP: número mais provável; CO: carbono orgânico; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; CTC: capacidade de troca de cátions; MS: matéria seca, MN: matéria natural; cd: conforme declarado; <sup>a</sup> Todas as variáveis são reguladas pela IN SDA n° 25/2009 (BRASIL, 2009), a exceção da *E. coli*, regulada pela IN SDA n° 7/2016 (BRASIL, 2016b); <sup>b</sup> Entre parênteses está o número de leiras que não atenderam a tolerância à deficiência. Nota: Não é obrigatória a declaração dos teores dos nutrientes P e K e não são impostos teores mínimos para a sua declaração. Os nutrientes (N, P, K) devem ser declarados na matéria natural, os seus teores na matéria seca, aqui apresentados, visam a entender a sua variação na ausência da água.

#### Legenda

○	Ausência de não atendimento
●	Até 10 % de não atendimento
●	11 a 25 % de não atendimento
●	26 a 50 % de não atendimento
●	> 51 % de não atendimento

O pH e o CO foram as únicas variáveis monitoradas no composto que não violaram nenhum aspecto regulado pela legislação (garantias requeridas e tolerâncias à deficiência). Para as

demais variáveis, as menores % de não atendimento aos limites impostos (< 10 %) foram observados para o N (matéria seca), a CTC e relação CTC/CO.

Não houve violação do teor mínimo de N exigido no composto (que esteve na faixa de 0,6 - 1,5 %<sub>MN</sub>); em contrapartida, houve extrapolação da tolerância máxima a deficiência para o nutriente. Isso indica que alguns lotes de composto apresentaram teor de N inferior ao teor mínimo admitido, em função do teor de N declarado quando cadastrado o produto. Quando desconsiderado o conteúdo de água do composto, a variável N apresentou pequena % de não atendimento da tolerância à deficiência, já na matéria natural o não atendimento foi de quase 20 %. Também para os nutrientes P e K a influência da água no composto fez aumentar este tipo de extrapolação. Os não atendimentos para P e K, na matéria seca, foram maiores do que para o N.

As variáveis mais críticas, que apresentaram as maiores porcentagens de não atendimento foram a *E. coli*, o conteúdo de água e a relação CO/N. Embora tenha havido baixo índice de não atendimento da tolerância à deficiência (8,3 %) para a variável relação CO/N, muitos lotes do produto excederam o valor máximo admitido para a mesma, de 20.

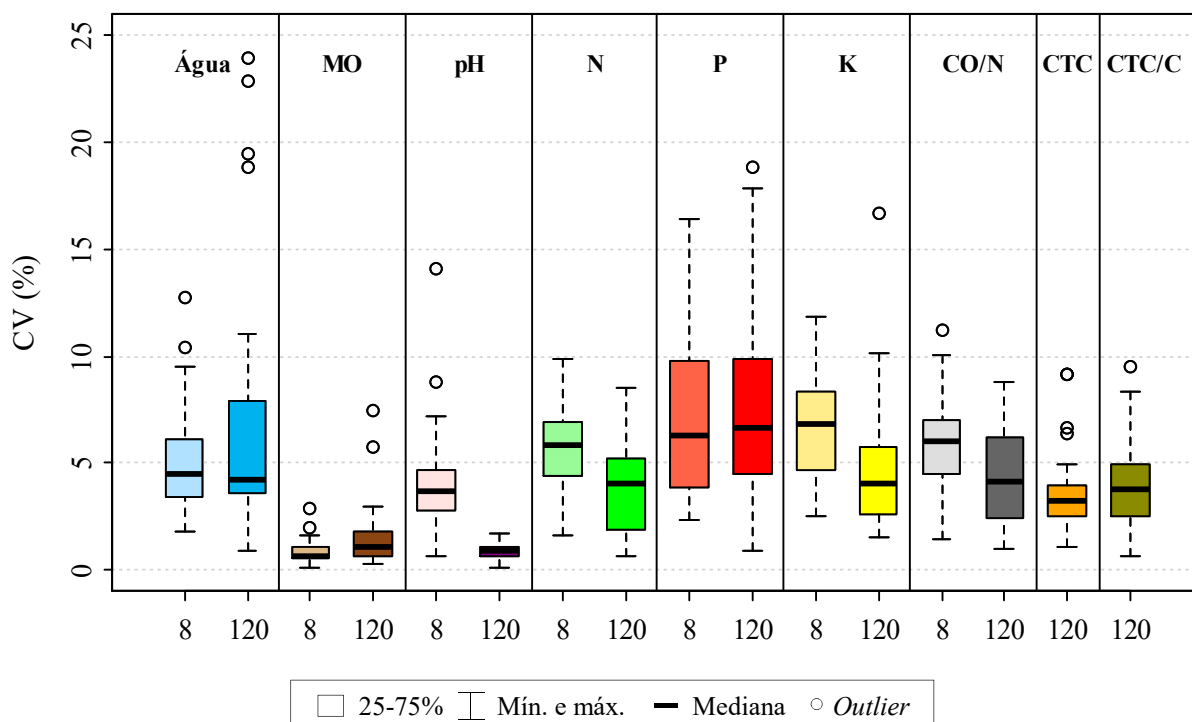
#### **5.4.3 Precisão na representatividade das características das leiras (variação espacial dentro da leira)**

Na Figura 5.42 é apresentado o grau de variabilidade (heterogeneidade espacial) existente dentro das leiras, para cada variável analisada. O grau de variabilidade é expresso como o CV entre as amostras compostas de cada leira. Este gráfico é similar àquele apresentado na Figura 5.5 (Seção 5.2, subseção 5.2.2), para o método da Método da TAM, porém, é mais completo; considera todas as 36 leiras amostradas e inclui todas as variáveis pesquisadas, enquanto que para a construção do gráfico da Figura 5.5 foram utilizados apenas um quarto dos dados (dados referentes à nove leiras) e menor quantidade de variáveis.

Nota-se que, para algumas variáveis, a variabilidade espacial da sua distribuição dentro da leira é menor aos 8 dias (conteúdo de água, teor de MO e P) enquanto para outras variáveis a variabilidade espacial de distribuição é menor no composto pronto (pH, N, K e relação CO/N).



### CV das 36 leiras



**Figura 5.42** - Box-plots dos CV entre as amostras compostas de cada leira amostrada. Nota: Para facilitar a interpretação dos dados foram omitidos dois valores (*outliers*) no box-plot da variável P, aos 8 dias (44 e 87,4 %).

Houve um aumento na variabilidade espacial de distribuição da maioria das variáveis ao considerarmos todos os 36 lotes de composto na análise. As únicas variáveis que apresentam variabilidade de distribuição espacial, dentro da leira, inferior à 5 % são o teor de MO no início da compostagem e no composto, o pH no composto e a CTC no composto. Pode-se considerar que as demais variáveis, com exceção do P, apresentam uma variabilidade espacial de distribuição no material das leiras de até 10 %, tanto no início da compostagem como no composto pronto. Com relação ao P, os níveis de variabilidade são de até 17,5 %.

Conclui-se, desse modo, que na compostagem de resíduos alimentares em mistura com resíduos de poda de árvores tem-se uma melhor representatividade para as variáveis teor de MO, pH e CTC, tanto no início da degradação dos resíduos como no composto pronto. Enquanto isso, há uma maior imprecisão associada à representatividade das variáveis relação CTC/CO no composto, teores dos nutrientes e relação CO/N (principalmente no início da degradação dos resíduos) e conteúdo de água (em ambas as fases da compostagem).

## 6 CONCLUSÕES

- **Em relação aos métodos de amostragem (objetivos específicos 1 e 4)**

A amostragem pelo método descrito na NBR 10.007:2004 da ABNT – ‘método do *trier*’ - pode ser representativa para caracterização do composto originado da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), visto a semelhança dos resultados com o método desenvolvido a partir da Teoria da Amostragem de Resíduos Heterogêneos, de Pierre Gy – ‘método da TAM’, considerado o método de referência. Mas, para que o método do *trier* possa gerar resultados confiáveis, é mandatório o revolvimento da leira ou o peneiramento do seu conteúdo antes da amostragem e a utilização de um amostrador com diâmetro adequado ao material (superior ao diâmetro de 95 % das partículas da leira). Ainda que o método do *trier* apresente menor redução dos erros intrínsecos ao processo de amostragem, comparado ao método da TAM, ele é mais simples de ser conduzido e não demanda mecanização, espaço físico, ou recursos humanos adicionais.

Por outro lado, o método do *trier* mostra-se limitado para a amostragem de leiras montadas a partir da FORSU, em estágio inicial de compostagem, pois os resíduos empregados apresentam acentuada diferença de forma, tamanho, características químicas e conteúdo de água das partículas. Como consequência disso foi possível reduzir apenas um dos cinco erros de amostragem estabelecidos na Teoria da Amostragem de Pierre Gy, o que levou a ocorrência de erros também na caracterização química do material das leiras, que não podem ser corrigidos.

Embora o método da TAM proporcione maior redução dos erros da amostragem, este somente é indicado para amostragem visando a análises físicas, químicas ou físico-químicas do material das leiras. Para as análises microbiológicas é indicado o método do *trier*, por possibilitar maior controle higiênico do processo.

A quantidade de amostras compostas necessárias para a caracterização de leiras em estágio inicial e final de compostagem é dependente da variável de interesse (haja vista que estas apresentam diferentes níveis de variabilidade dentro da leira) e do método de amostragem empregado. De uma maneira geral, maior é o número de amostras compostas necessárias para estimativa dos teores de nutrientes (N, P, K) e conteúdo de água das leiras.

- **Em relação às características dos resíduos (Objetivos específicos 2 e 4)**

A origem dos resíduos alimentares (sacolões, restaurantes) influencia a forma, tamanho, propriedades físicas, químicas e mecânicas das partículas, e com isso, a montagem das leiras de compostagem.

A variação temporal nas características dos resíduos de poda de árvores (conteúdo de água e relação CO/N) influencia no preparo do material para montagem das leiras, enquanto nos resíduos alimentares tais características são constantes e não causam essa interferência. Desse modo, os resíduos de poda devem ser analisados regularmente para que a sua proporção nas leiras seja mantida constante ao longo do tempo.

A pequena proporção de resíduos de poda na composição de leiras montadas com resíduos alimentares reduz os efeitos da variação temporal dos nutrientes da poda no composto. A elevada heterogeneidade dos resíduos alimentares pode provocar variação temporal no conteúdo de nutrientes do composto orgânico e dificultar o seu atendimento à legislação.

A quantidade de amostras compostas necessárias para garantir a representatividade das características físicas e químicas dos resíduos alimentares e resíduos de poda de árvores é dependente da variável de interesse. As incertezas presentes na caracterização dos nutrientes e da relação CO/N dos resíduos alimentares são maiores do que aquelas para a caracterização do conteúdo de água, teor de MO e pH. Nos resíduos de poda maiores são as incertezas para a caracterização nos nutrientes, relação CO/N e conteúdo de água e menores as incertezas para a caracterização do teor de MO e pH.

- **Em relação à variação temporal nas características das leiras na sua montagem e no composto orgânico (Objetivos específicos 2 e 3)**

Nos 36 lotes de composto monitorados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, que correspondem a 70 % do total de lotes produzidos em um ano, não foram atendidas as garantias requeridas em fertilizantes orgânicos para as seguintes variáveis: contagem máxima de *E. coli* (~ 95 % de não atendimento), conteúdo máximo de água (~ 50 % de não atendimento) e relação CO/N máxima (~ 50 % de não atendimento). Houve atendimento total para as variáveis pH, CO e N.

A contagem máxima de *E. coli* foi o limite estabelecido na normativa brasileira de mais difícil atendimento. Isso ocorreu devido à elevada contaminação dos resíduos utilizados para a

montagem das leiras, o acesso de vetores ao pátio de compostagem e a utilização de equipamentos contaminados nas operações do material já sanitizado.

Os não atendimentos ao conteúdo máximo de água no composto se justificam pela amostragem ter sido realizada muito antes do momento da sua comercialização. Até os 120 dias de compostagem (momento da amostragem), ainda são mantidas, no material das leiras, as condições para a atividade biológica, o que implica em conteúdo de água de até 60 %. Porém, após esse período, o composto é armazenado no pátio descoberto e peneirado grosseiramente, etapas em que ocorre perda de água do material. Assim, no momento da sua comercialização, o conteúdo de água nos lotes de composto é provavelmente menor do que o valor máximo admitido, de 50 %.

A relação CO/N do composto excedeu o valor máximo imposto, de 20, por duas razões: elevada proporção de poda na montagem da leira e, com isso, elevada relação CO/N inicial das leiras e devido às diferenças na operação das leiras (rotinas de revolvimento e adição de água), e assim, diferenças na degradação do CO entre as mesmas. Desse modo, o material das leiras que sofreu menor degradação apresentou maior relação CO/N ao final da compostagem. Apesar disso, a relação CO/N do composto pronto pode ser reduzida com o seu peneiramento (etapa que não foi realizada nesta pesquisa), o que melhoraria o seu atendimento à legislação. Outros benefícios do peneiramento são o maior teor de N no composto (o resíduo de poda grosseiro que ficará retido na peneira possui menores teores de N) e a maior homogeneidade nas suas características e, por consequência, melhor representatividade na amostragem do material, principalmente pelo método do *trier*.

O outro aspecto regulado em fertilizantes orgânicos pela normativa brasileira, que se trata do valor mínimo admitido para cada variável, entre os lotes produzidos ao longo do tempo (tolerância à deficiência), foi atendido para as variáveis pH e CO. Os não atendimentos foram de até 10 % para as variáveis N (matéria seca), CTC, relação CTC/CO e relação CO/N, de 11 a 25 % para as variáveis P (matéria seca), N (matéria natural) e conteúdo de água, e de 26 – 50 % nas variáveis K (matéria seca e matéria natural) e P (matéria natural).

Os não atendimentos dos limites de tolerância à deficiência para os nutrientes N, P e K (matéria seca) entre os lotes de composto produzidos podem ser atribuídos igualmente a dois aspectos: diferença na condição inicial entre as leiras montadas na unidade de compostagem (quantidade de massa na leira, proporção de poda, teores dos nutrientes, quantidade de material facilmente degradável) e diferenças nas atividades operacionais entre as mesmas

leiras (rotinas de revolvimento e adição de água das leiras). Juntos, a condição inicial da leira e a operação do processo explicaram de ~ 64 – 86 % da variação dos nutrientes; enquanto isso, o período do ano em que a compostagem foi desenvolvida (chuvoso, chuvoso-seco e seco) teve baixa explicação dessas variações.

Dos três macronutrientes do composto houve maior dificuldade para a manutenção da uniformidade nos teores de K entre os lotes de composto produzidos e maior facilidade na manutenção da uniformidade dos teores de N e P.

Como os teores dos nutrientes devem ser declarados na matéria natural (em que se observou de 20 – 33 % de não atendimentos) é necessário o cuidado para a manutenção de um conteúdo de água homogêneo no composto.

As diferenças no grau de degradação do CO entre as 36 leiras compostadas possivelmente foi um dos principais motivos para o descumprimento das tolerâncias à deficiência para as variáveis relação CO/N, CTC e relação CTC/CO.

## 7 RECOMENDAÇÕES

- A heterogeneidade espacial de distribuição de algumas características físicas, químicas e físico-químicas dentro de um mesmo lote de composto reforça a importância de evoluirmos nos métodos de amostragem, em busca de uma maior representatividade. Essa precisão é importante por ser o composto orgânico um produto sobre o qual recaem tolerâncias de variação, que, se não cumpridas, comprometem o seu uso.
- Avaliar a heterogeneidade espacial de distribuição das características físicas, químicas e físico-químicas nos lotes de composto, após o seu peneiramento, visto que neste trabalho essa avaliação foi realizada antes do peneiramento. A inclusão da etapa do peneiramento pode reduzir a heterogeneidade presente no lote de composto. Com a recente resolução CONAMA n°. 481/2017 foi imposta a necessidade do peneiramento do composto para sua utilização como fertilizante orgânico.
- Avaliar a representatividade da amostragem de resíduos e leiras de compostagem por outros métodos amostrais não testados nesta pesquisa, como a técnica da ‘*grab sampling*’ e do ‘quarteamento’, utilizando para isso o método da TAM como referência. Os dois primeiros são os procedimentos amostrais mais comumente aplicados nestes contextos, embora a *grab sampling* seja amplamente questionada e o método do quarteamento dificilmente é aplicado corretamente (em todo o lote a ser amostrado).
- Em virtude do não cumprimento, pelo composto, de alguns limites impostos na normativa agrícola para o seu uso como fertilizante orgânico verifica-se a necessidade de mais pesquisas que acompanhem a variação temporal nas suas características. Isso pode contribuir na identificação de padrões de cumprimento e não cumprimento esperados, em função da escala de operação da unidade de compostagem, nível de mecanização, nível de investimento, poder responsável por sua administração (público, privado).
- Como as diferenças nas características iniciais das leiras e nas rotinas de revolvimento e adição de água explicam elevada parcela da variação nas características do composto sugere-se, para uma maior uniformidade do produto, que as diferentes leiras montadas na unidade de compostagem tenham características similares e sua operação também se dê de forma semelhante.

## REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, B. K.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J.; KING, S. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management*, v. 28, n. 5, p. 795-804, 2008.
- AHN, H. K.; SAUER, T. J.; RICHARD, T. L.; GLANVILLE, T. D. Determination of thermal properties of composting bulking materials. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 17, p. 3974-3981, 2009.
- ALCARDE, J. C. *Manual de Análise de Fertilizantes*. Piracicaba: FEALQ, 2009. 259 p.
- ALELUIA, J.; FERRÃO, P. Characterization of urban waste management practices in developing Asian countries: A new analytical framework based on waste characteristics and urban dimension. *Waste Management*, v. 58, s.n, p. 415 – 429, 2016.
- ALVARENGA P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; SANTOS, T.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.; CUNHA-QUEDA, C. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits *versus* limiting factors. *Waste Management*, v. 40, s.n, p. 44-52, 2015.
- ALVAREZ, M. D.; SANS, R.; GARRIDO, N.; TORRES, A. Factors that affect the quality of the bio-waste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. *Waste Management*, v. 28, n. 2, p. 359-366, 2008.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington: APHA, 2012.
- AMORIM, A. C.; LUCAS JÚNIOR, J.; RESENDE, K. T. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: Efeitos das estações do ano. *Revista de Engenharia Agrícola*, v. 25, n. 1, p. 57-66, 2005.
- ANDERSON, J.J.B.; KLEMMER, P.J.; WATTS, M.L.S.; GARNER, S.C.; CALVO, M.S. Minerals and trace elements: Phosphorus. In: BOWMAN, B.A.; RUSSELL, R.M. (Eds.). *Present knowledge in nutrition*. 9 ed. Washington: ILSI Press, 2006. p. 383-399.
- ASHBOLT, N. J.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. Indicators of microbial water quality. In: FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. (Eds). *Water Quality. Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London: IWA Publishing, 2001. p. 289-316.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2012*. São Paulo, 2012, 113 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2016*. São Paulo, 2016, 59 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. *NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos*. 2 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 21 p.
- AWASTHI, M. K.; PANDEY, A. K.; KHAN, J.; BUNDELA, P. S.; WONG, J.W.C.; SELVAM, A. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresource Technology*, v. 168, s.n, p. 214-221, 2014.
- BARKER, A. V. *Science and Technology of Organic Farming*. Boca Raton: CRC Press, 2010. 224 p.
- BARRAL, M. T.; PARADELO, R. Trace elements in compost regulation: The case of Spain, *Waste Management*, v. 31, n. 3, p. 407-410, 2011.

- BARREIRA, L. P.; PHILIPPI JUNIOR, A.; RODRIGUES, M.S.; TENÓRIO, J.A.S. Physical analyses of compost from composting plants in Brazil. *Waste Management*, v. 28, n. 8, p. 1417-1422, 2008.
- BARRENA, R.; CANOVAS, C.; SÁNCHEZ, A. Prediction of temperature and thermal inertia effect in the maturation stage and stockpiling of a large composting mass. *Waste Management*, v. 26, n. 9, p. 953-959, 2006.
- BARRENA, R.; FONT, X.; GABARRELL, X.; SÁNCHEZ, A. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, v. 34, n. 7, p. 1109-1116, 2014.
- BARY, A. I.; COGGER, C. G.; SULLIVAN, D. M.; MYHRE, E. A. Characterization of fresh yard trimmings for agricultural use. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 13, p.1499-1504, 2005.
- BERNAL, M. P.; PAREDES, C.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, v. 63, n.1, p. 91-99, 1998.
- BIJLSMA, P. B.; DE WIT, D. H.; DUINDAM, J. W.; ELSINGA, G. J.; ELSINGA, W. Spot test analysis of microbial contents during composting of kitchen and garden biowaste: sampling procedures, bacterial reductions, time-temperature relationships, and their relevance for EU-regulations concerning animal by-products. *Journal of Environmental Management*, v. 115, s.n, p. 198-205, 2013.
- BÖHM, R. Pathogenic agents. In: DIAZ, L.F.; DE BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W.; STENTIFORD, E. (Eds). *Compost science and technology*. Amsterdam: Elsevier, v. 8, 2007. p. 177-200 (Waste Management Series).
- BOLDRIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). *Waste Management*, v. 30, n. 4, p. 551-557, 2010.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa nº 35, de 04 de julho de 2006. Normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos condicionadores de solo, destinados à agricultura. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 12 jul. 2006a, Seção 1, p. 32.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Poder Executivo, Brasília, DF, 30 ago. 2006b. Seção 1., p. 141,
- BRASIL. Lei Nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs... *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 jan. 2007, p. 3.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 28 jul. 2009, Seção 1, p. 20.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. *Diário*



*Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 03 ago. 2010a, seção 1, p. 3.

BRASIL. Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 23 dez. 2010b, seção 1, p. 1.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 5, de 10 de março de 2016. Ficam estabelecidas as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 mar. 2016a, n. 49, Sec. I, p. 10.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa nº 7, de 12 de abril de 2016. Altera os anexos IV e V da Instrução Normativa SDA nº 27, de 05 de junho de 2006. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 02 maio 2016b, Seção 1, p. 9.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Poder Executivo, Brasília, DF, Nº 191, 04 out., seção 1, p. 51, 2017.

BREMNER, J.M. Nitrogen total. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T.; SUMMER, M.E., (Eds). *Methods of soil analysis*. Part 3. Madison: American Society of Agronomy, 1996. p.1085-1121 (SSSA Book Series, 5).

BRIANCESCO, R.; COCCIA, A. M.; CHIARETTI, G.; DELLA LIBERA, S.; SEMPRONI, M.; BONADONNA, L. Maturity and hygiene quality of composts and hygiene indicators in agricultural soil fertilised with municipal waste or manure compost. *Waste Management Research*, v. 26, n. 2, p. 196-202, 2008.

BRINTON, W. F.; BONHOTAL, J.; FIESINGER, T. Compost sampling for nutrient and quality parameters: Variability of sampler, timing and pile depth. *Compost Science and Utilization*, v. 20, n. 3, 141-149, 2012.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION - BSI. *PAS 100*: Specification for composted materials. London: BSI. 2011. 58 p.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION – BSI. *BS EN 12579:2013*: Soil improvers and growing media. Sampling. London: BSI. 2013. 18 p.

CANADIAN FOOD INSPECTION AGENCY (CFIA). *Fertilizers Regulations* (C.R.C., c. 666). 2017a. Disponível em: <<http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/C.R.C., c. 666/>> Acesso em 20 jan. 2018.

CANADIAN FOOD INSPECTION AGENCY (CFIA). Fertilizer Safety Section. *Trade Memoranda T-4-93*. Safety Guidelines for Fertilizers and Supplements. Ottawa, 2017b. Disponível em: <<http://www.inspection.gc.ca/plants/fertilizers/trade-memoranda/t-4-93/eng/1305611387327/1305611547479>>. Acesso em 20 jan. 2018.

CANADIAN FOOD INSPECTION AGENCY (CFIA). Fertilizer Safety Section. *Trade Memoranda T-4-120*. Regulation of Compost under the Fertilizers Act and Regulations.

- Ottawa, 2017c. Disponível em: <http://www.inspection.gc.ca/plants/fertilizers/trade-memoranda/t-4-120/eng/1307910204607>. Acesso em 20 jan. 2018.
- CARNEIRO, L. J.; COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; MARTINS, M. F. L.; ROZATTI, M. A. T. Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. *Engenharia Agrícola*, v. 33, n. 4, p. 796-807, 2013.
- CARNEIRO, L. J. *Controle estatístico da qualidade do composto orgânico proveniente de resíduos agroindustriais*. 2016. 46 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2016.
- CEKMECELIOGLU, D.; DEMIRCI, A.; GRAVES, R. E.; DAVITT, N. H. Applicability of optimised in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosystems Engineering*, v. 91, n. 4, p. 479–486, 2005.
- CENTEMERO M.; RICCI, M.; CONFALONIERI, A.; GIAVINI M.; BRAMBILLA, V.; LONGU, G.; DELL'ANNA, D. *State of art of Composting and Anaerobic Digestion in Italy*. Cavenago di Brianza: Italian Composting and Biogas Association, 2016. 27 p. (Annual Report).
- CESARO, A.; BELGIORNO, V.; GUIDA, M. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 94, s.n, p. 72-79, 2015.
- CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; ROZATTI, M. A. T.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; CARNEIRO, L. J. The anaerobic co-digestion of sheep bedding and  $\geq 50\%$  cattle manure increases biogas production and improves biofertilizer quality. *Waste Management*, v. 46, s.n, p. 612-618, 2015.
- CHRISTENSEN, K. K.; CARLSBÆK, M.; KRON, E. Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. *Journal of Applied Microbiology*, v. 92, n. 6, p. 1143–1158, 2002.
- CHRISTENSEN, T. H. *Solid Waste Technology & Management*. Chichester: John Wiley & Sons, 2010.
- CHRONI, C.; KYRIACOU, A.; GEORGAKI, I.; MANIOS, T.; KOTSOU, M.; LASARIDI, K. Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management*, v. 29, n. 5, p. 1520-1525, 2009.
- COLÓN, J.; MARTÍNEZ-BLANCO, J.; GABARRELL, X.; ARTOLA, A.; SÁNCHEZ, A.; RIERADEVALL, J.; FONT, X. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 11, p. 893–904, 2010.
- COSTA, M. S. S. de M.; LORIN, H. E. F.; COSTA, L. A. de M.; CESTONARO, T.; PEREIRA, D. C.; BERNARDI, F. H.; Performance of four stabilization bioprocesses of beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Management*, v. 181, s.n, p. 443-448, 2016a.
- COSTA, M. S. S. de M.; CARNEIRO, L. J.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C. LORIN, H. E. F. Composting time reduction of agro-industrial wastes. *Engenharia Agrícola*, v. 36, n.6, p. 1206-1217, 2016b.
- COSTA, M. S. S. de M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. *Journal of Cleaner Production*, v. 142 (parte 4), s.n, p. 2084-2092, 2017.
- DE GUARDIA, A.; MALLARD, P.; TEGLIA, C.; MARIN, A.; LE PAPE, C.; LAUNAY, M.; BENOIST, J.C.; PETIOT, C. Comparison of five organic wastes regarding their

- behaviour during composting: part 2, nitrogen dynamic. *Waste Management*, v. 30, n. 3, p. 415-425, 2010.
- DIAS, D. F. C. *Evaluation of Escherichia Coli inactivation and sunlight penetration in a shallow maturation pond: hydrodynamics and disinfection*. 2016. 256 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- DINIZ, I. C. C.; MATOS, A. T.; BORGES, A. C.; AQUINO, J. M. G. L.; MATOS, M. P. Degradation of sewage sludge compost disposed on the soil. *Engenharia Agrícola*, v. 36, n. 5, p. 822-829, 2016.
- DOUBLET, J.; FRANCOU, C.; POITRENAUD, M.; HOUOT, S. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 2, p. 1298-1307, 2011.
- EGGERTH, L.L.; DIAZ, L.F.; CHANG, M.T.F.; ISEPPI, L. Marketing of composts. In: DIAZ, L.F.; BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W.; STENTIFORD, E. (Eds). *Compost Science and Technology*. Amsterdam: Elsevier, v. 8, p. 325-355, 2007 (Waste Management Series)
- ELVING, J.; OTTOSON, J.R.; VINNERÅS, B.; ALBIHN, A. Growth potential of faecal bacteria in simulated psychrophilic/mesophilic zones during composting of organic waste. *Journal of Applied Microbiology*, v. 108, n. 6, p. 1974–1981, 2010.
- EPSTEIN, E. *Land application of sewage sludge and biosolids*. Boca Raton: CRC Press, 2003. 201 p.
- EPSTEIN, E. *Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management*. Boca Raton: CRC Press, 2011. 314 p.
- ESBENSEN, K. H.; WAGNER, C. Theory of sampling (TOS) versus measurement uncertainty (MU) – A call for integration. *Trends in Analytical Chemistry*. v. 57, s.n, p. 93-106, 2014.
- ESPANHA. Jefatura del Estado. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. *Boletín Oficial del Estado*, Madrid, 29 jul. 2011, n. 181, Sec. I, p. 85650-85705.
- ESPANHA. Ministerio de la Presidencia. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado*, Madrid, 10 jul. 2013, n. 164, Sec. I, p. 51119 - 51207.
- ESPANHA. Ministerio de la Presidencia y para las Administraciones Territoriales. Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado*, Madrid, 06 dez. 2017, n. 296, Sec. I, p. 119396 – 119450.
- ETTINGER, S. Macronutrientes: carboidratos, proteínas e lipídeos. In: MAHAN, L.K.; ESCOTT-STUMP, S. (Eds.). *Alimentos, nutrição e dietoterapia*. Tradução de Andréa Favano, 11 ed. São Paulo: Roca, 2005. p. 35-71.
- EUROPEAN UNION. The Council of the European Union. Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Official J. Eur. Communities*, N. 182, p. 1–19. 1999.
- EUROPEAN UNION. European Parliament. Council of the European Union. Regulation (EC) n.º 2003/2003 of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 relating to fertilisers. *Official J. Eur. Union*, N. 304, 21 nov. 2003, p. 1-194.

EUROPEAN UNION. European Commission. *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the national strategies for the reduction of biodegradable waste going to landfills pursuant to article 5 (1) of directive 1999/31/EC on the landfill of waste*. Brussels, 2005. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52005DC0105&from=EN>>. Acesso em: 16 fev. 2018.

EUROPEAN UNION. The European Parliament and The Council of the European Union. Directive 2008/98/EC of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. *Official J. Eur. Union*, N.312, p. 3-30, 2008.

EUROPEAN UNION. European Commission. *Proposal for a Directive of The European Parliament and of The Council amending Directives 2008/98/EC on waste, 94/62/EC on packaging and packaging waste, 1999/31/EC on the landfill of waste (...)*. Brussels, 2014. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2014:0397:FIN>> Acesso em: 31 jan. 2017.

EUROPEAN UNION. European Commission. *Proposal for a Directive of The European Parliament and of The Council amending Directive 2008/98/EC on waste*. Brussels, 2015. Disponível em: <[http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:c2b5929d-999e-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0018.02/DOC\\_1&format=PDF](http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:c2b5929d-999e-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0018.02/DOC_1&format=PDF)>. Acesso em: 16 fev. 2018.

EUROSTAT. *Municipal waste by waste operations*. European Commission, Luxembourg, 2016a. Disponível em: <<http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>>. Acesso em: 03 fev. 2018.

EUROSTAT. *Real GDP per capita, growth rate and totals*. European Commission, Luxembourg, 2016b. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=tsdec100>>. Acesso em: 03 fev. 2018.

FARRELL, M.; JONES, D. L. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 19, p. 4301-4310, 2009.

FATUNLA, K.; INAM, E.; ESSIEN, J.; DAN, E.; ODON, A.; KANG, S.; SEMPLE, K. T. Influence of composting and thermal processing on the survival of microbial pathogens and nutritional status of Nigeria sewage sludge. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, v. 6, n. 4, p. 301-310, 2017.

FERREIRA, D. F. *Estatística multivariada*. 2 ed. rev. e ampl. Lavras: Ed. UFLA, 2011. 676 p.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L. da; MILORI, D.M.B.P.; SIMÕES, M. L.; MARTINETO, L. Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 6, p. 1927-1934, 2010.

FISGATIVA, H.; TREMIER, A.; DABERT, P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management*, v. 50, s.n, p. 264-274, 2016.

FRÉSCA, F. R. C.; PUGLIESI, E.; MASSUKADO, L. M.; SCHALCH, V. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Carlos-SP. *Revista DAE*, v. 178, s.n, p. 48 – 57, 2008.

FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D.; HAGA, 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, n. 2, p. 109-114, 2003.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – FEAM. *Panorama da destinação dos resíduos sólidos urbanos no Estado de Minas Gerais em 2016*. Belo Horizonte: FEAM, 2017. 81 p.

GALLAGHER, M.L. Os nutrientes e seu metabolismo. In: MAHAN, L.K.; ESCOTT-STUMP, S.; RAYMOND, J.L. (Eds.). *Krause: alimentos, nutrição e dietoterapia*. Tradução de Natalia Rodrigues Pereira *et al*, 12 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010, p. 39-143.

GETAHUN, T.; NIGUSIE, A.; ENTELE, T.; VAN GERVEN, T.; VAN DER BRUGGEN, B. Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 65, s.n, p. 79-84, 2012.

GÖTZE, R.; PIVNENKO, K.; BOLDRIN, A.; SCHEUTZ, C.; FRUERGAARD ASTRUP, T. Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household waste in Denmark. *Waste Management*, v. 54, s.n, p. 13-26, 2016.

GUO, X.H.; SUN, F.Q.; SUN, Y.J.; LU, H.H.; WU, W.X. Characterization and energy potential of food waste from catering service in Hangzhou, China. *Waste Management and Research*, v. 32, n. 8, p. 791-795, 2014.

GY, P. Sampling of discrete materials – a new introduction to the theory of sampling: I. Qualitative approach. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, v. 74, n. 1, p. 7 - 24. 2004.

HANC, A.; NOVAK, P.; DVORAK, M.; HABART, J.; SVEHLA, P. Composition and parameters of household bio-waste in four seasons. *Waste Management*, v. 31, n. 7, p. 1450-1460, 2011.

HANC, A.; SZAKOVA, J.; OCHECOVA, P. Differences in the mobility of Cd, Cu, Pb and Zn during composting of two types of household bio-waste collected in four seasons. *Bioresource Technology*, v. 168, Special issue, p. 204-213, 2014.

HANC, A.; OCHECOVA, P.; VASAK, F. Changes of parameters during composting of bio-waste collected over four seasons. *Environmental Technology*, v. 38, n. 13-14, p. 1751-1764, 2017.

HAO, X. Nitrate accumulation and greenhouse gas emissions during compost storage. *Nutr Cycl Agroecosyst*, v. 78, n. 2, p. 189–195, 2007.

HARADA, Y.; INOKO, A. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition*, v. 26, n. 1, p. 127-134, 1980.

HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N. CHERIF, A.; CHERIF, M.; BOUDABOUS, A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, v. 80, n. 3, p. 217-225, 2001.

HAUG, R. T. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton: CRC Press, 1993. 752 p.

HECK, K.; DE MARCO, É. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 54-59, 2013.

HIMANEN, M.; HÄNNINEN, K. Composting of bio-waste, aerobic and anaerobic sludges – Effect of feedstock on the process and quality of compost. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2842-2852, 2011.

- HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management*. World Bank, Washington, DC, 2012. 98 p.
- HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P.; KENNEDY, C. Waste production must peak this century. *Nature*, v. 502, p. 615-617, 2013.
- IGLESIAS JIMÉNEZ, E.; BARRAL SILVA, M. T.; MARHUENDA-EGEA, F. C. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. In: MORENO CASCO, J.; MORAL HERRERO, R. (Eds). *Compostaje*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2008. p. 243-284.
- IGLESIAS JIMÉNEZ, E.; PÉREZ GARCÍA, V. Determination of maturity indices for city refuse Composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 38, n. 4, p. 331-343, 1992a.
- IGLESIAS JIMÉNEZ, E.; PÉREZ GARCIA, V. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some 'humification' indexes. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 6, n. 3, p. 243-257, 1992b.
- IGLESIAS JIMÉNEZ, E.; PÉREZ GARCÍA, V. Relationships between organic carbon and total organic matter in municipal solid wastes and city refuse composts. *Bioresource Technology*, v. 41, n 3, p. 265-272, 1992c.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Censo Demográfico 2010*. Rio de Janeiro, 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Malhas digitais. 2015*. Disponível em: < <https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais.html>>. Acesso em: 05 mar. 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Estimativas da população residente nos municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2016. 2016. Disponível em: <[ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2016/estimativa\\_dou\\_2016\\_20160913.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2016/estimativa_dou_2016_20160913.pdf)>. Acesso em: 16 fev. 2018.
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Brasília, 2012. 77 p.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Normais Climatológicas do Brasil de 1961-1990*. Brasília, 2009. 465 p.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. *Dados históricos* (PCD 32513, Estação: Belo Horizonte/MG). 2018. Disponível em: <<http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/SITE/novo/site/historico/passo2.php>>. Acesso em: 05 mar. 2018.
- INTERNATION SOLID WASTE ASSOCIATION – ISWA. *ISWA Guidelines: Waste to Energy in low and middle income countries*. 2013. Viena: ISWA. 28 p.
- KIEHL, E.J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Agrônômica Ceres, 1985. 492 p.
- KOMILIS, D.; EVANGELOU, A.; GIANNAKIS, G.; LYMPERIS, C. Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. *Waste Management*, v. 32, n. 3, p. 372-381, 2012.
- KOWAL, N. E. *Health effects of land application of municipal sludge*. Cincinnati: USEPA, 1985. 78 p.
- KRAMER, T. A.; LIU, J. Enumeration of coliform bacteria in wastewater solids using defined substrate technology. *Water Environment Research*, v. 74, n. 6, p. 526-530, 2002.

- KROGMANN, U. Effects of season and population density on source-separated waste composts. *Waste management & research*, v. 17, n. 2, p. 109 – 123, 1999.
- KUMAR, M.; OU, Y.L.; LIN, J.G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, v. 30, n.4, p. 602-609, 2010.
- KUPPER, T.; BÜRGE, D.; BACHMANN, H. J.; GÜSEWELL, S.; MAYER, J. Heavy metals in source-separated compost and digestates. *Waste Management*, v. 34, n. 5, p. 867-874, 2014.
- LATTIN, J. M.; CARROLL, J. D.; GREEN, P. E. *Análise de dados multivariados*. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 455 p.
- LÓPEZ, M.; SOLIVA, M.; MARTÍNEZ-FARRÉ, F.X.; FERNANDÉZ, M.; HUERTA-PUJOL, O. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 4, p. 222-228, 2010a.
- LÓPEZ, M.; SOLIVA, M.; MARTÍNEZ-FARRÉ, F. X.; BONMATÍ, A.; HUERTA-PUJOL, O. An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 4, p. 1399-1405, 2010b.
- MALAMIS, D.; BOURKA, A.; STAMATOPOULOU, E.; MOUSTAKAS, K.; SKIADI, O.; LOIZIDOU, M. Study and assessment of segregated biowaste composting: The case study of Attica municipalities. *Journal of Environmental Management*, v. 203 (parte 2), s.n, p. 664-669, 2017.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; GANDOLLA, M. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 379-385, 2016.
- MATOS, A. T. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos*. Viçosa: Editora UFV, 2014. 241 p.
- MASSUKADO, L. M. *Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares*. 2008. 182 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
- MASSUKADO, L. M.; SCHALCH, V. Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. *Revista DAE*, v. 183, s.n, p. 9 – 15, 2010.
- MEYER-KOHLSTOCK, D.; HÄDRICH, G.; BIDLINGMAIER, W.; KRAFT, E. The value of composting in Germany – Economy, ecology, and legislation, *Waste Management*, v. 33, n. 3, p. 536-539, 2013.
- MINER, J. A. *El compost de biorresíduos: normativa, calidad y aplicaciones*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2016. 282 p.
- MONTEJO, C.; RAMOS, P.; COSTA, C.; MÁRQUEZ, M. C. Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 21, p. 8267-8272, 2010.
- MONTEJO, C.; COSTA, C.; MÁRQUEZ, M.C. Influence of input material and operational performance on the physical and chemical properties of MSW compost. *Journal of Environmental Management*, v. 162, s.n, p. 240-249, 2015.
- MONTGOMERY, D. C.; PECK, E. A.; VINING, G. G. *Introduction to linear regression analysis*. 4 ed. New York: Wiley, 2006. 640 p.

- MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Scientia Agricola*, v. 72, n. 5, p. 432-439, 2015.
- MU, D., HOROWITZ, N., CASEY, M., JONES, K. Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Management*, v. 59, s.n, p. 476-486, 2017.
- MULBRY, W.; AHN, H. Greenhouse gas emissions during composting of dairy manure: Influence of the timing of pile mixing on total emissions. *Biosystems Engineering*, v. 126, s.n, p. 117-122, 2014.
- NASREEN, Z.; QAZI, J. I. Lab scale composting of fruits and vegetable waste at elevated temperature and forced aeration. *Pakistan J. Zool.*, v. 44, n. 5, p. 1285-1290, 2012.
- NATIONAL BUREAU OF STATISTICS OF CHINA. *Resources and Environment: Collection, Transport and Disposal of Consumption\_Wastes in cities*. 2016. Disponível em: <<http://data.stats.gov.cn/english/easyquery.htm?cn=C01>>. Acesso em 04 fev. 2018.
- NEPA, Núcleo de Estudos e Pesquisas em Alimentação. UNICAMP, Universidade Estadual de Campinas, 2011. *Tabela brasileira de composição de alimentos*. 4 ed. Campinas:NEPA-UNICAMP, 161 p. Disponível em: <http://www.unicamp.br/nepa/taco/tabela.php?ativo=tabela> Acesso em 05 set 2017.
- NIGUSSIE, A.; BRUUN, S.; KUYPER, T. W.; NEERGAARD. A. de. Delayed addition of nitrogen-rich substrates during composting of municipal waste: Effects on nitrogen loss, greenhouse gas emissions and compost stability. *Chemosphere*, v. 166, s.n, p. 352-362, 2017.
- OLIVEIRA, F. D. A.; LIMA, N. C.; LIMA, A. C. A. de; STEFANUTTI, R. Proposta de coleta seletiva da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares no bairro Pici, Fortaleza-CE. *Revista DAE*, v. 201, s.n., p. 45 – 64, 2016.
- ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO , A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. *Eng. Agrícola*, v. 31, n. 2, p. 399-410, 2011.
- OVIDEO-OCAÑA, E. R.; TORRES-LOZADA, P.; MARMOLEJO-REBELLON, L.F.; HOYOS, L.V.; GONZALES, S.; BARRENA, R.; KOMILIS, D.; SANCHEZ, A. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological índices. *Waste Management*, v. 44, s.n, p. 63-71, 2015.
- PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T. de; BARROS, R. T. P. de; COSTA, T. D. R. da; SARMENTO, A. P. Avaliação de leiras estáticas aeradas na compostagem de carcaças de frango. *Engenharia na agricultura*, v. 21, n. 5, p. 482-492, 2013.
- PATEL, J. R.; YOSSA, I.; MACARISIN, D.; MILLNER, P. Physical covering for control of Escherichia coli O157:H7 and Salmonella spp. in static and windrow composting processes. *Appl Environ Microbiol*, v. 81, n. 6, p. 2063–2074, 2015.
- PAULA, J. R. de; MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. de; PEREIRA, M. dos S.; ANDRADE, C. A. de. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 6, p. 1729-1741, 2013.
- PETERSEN, L.; MINKKINEN, P.; ESBENSEN, K. H. Representative sampling for reliable data analysis: Theory of Sampling. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, v. 77, n. 1-2, p. 261-277, 2005.
- PITARD, F. F. *Pierre Gy's sampling theory and sampling practice: Heterogeneity, sampling correctness, and statistical process control*. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 1993. 488 p.
- PLATT, B.; GOLDSTEIN, N.; COKER, C.; BROWN. S. *State of Composting in the US:*



- What, Why, Where & How. Washington: Institute for Local Self-Reliance. 2014. 113 p.
- PONSÁ, S.; PAGANS, E.; SÁNCHEZ, A. Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer. *Biosystems Engineering*, v. 102, n. 4, p. 433-443, 2009.
- PORTUGAL. Ministério da Economia. Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho. Estabelece as regras a que deve obedecer a colocação no mercado de matérias fertilizantes, assegurando a execução na ordem jurídica interna das obrigações decorrentes do Regulamento (CE) n.º 2003/2003, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de outubro de 2003, relativo aos adubos. *Diário da República*, 15 jun. 2015, Série I, n. 114, p. 3756 – 3788.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE - PMBH. *Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2016/2019*. Belo Horizonte, 2016. v.1, 152p.
- PUIG-VENTOSA, I.; FREIRE-GONZÁLEZ, J.; JOFRA-SORA, M. Determining factors for the presence of impurities in selectively collected biowaste. *Waste Management & Research*, v. 31, n. 5, p. 510-517, 2013.
- PUJOL, O.H.; GALLART, M.; SOLIVA, M.; MARTÍNEZ-FARRÉ, F.X.; LÓPEZ, M. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 11, p. 1095-1099, 2011.
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2016. URL <http://www.R-project.org/>.
- RASAPOOR, M.; ADL, M.; POURAZIZI, B. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Management*, v. 184, s.n, p.528-534, 2016.
- SAHA, J. K.; PANWAR, N.; SINGH, M.V. An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing quality control indices. *Waste Management*, v. 30, n. 2, p. 192-201, 2010.
- SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; CEGARRA, J.; BERNAL, M.P. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology*, v. 70, n. 2, p. 193-201, 1999.
- SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M.P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, v. 78, n. 3, p. 301-308, 2001.
- SAVEYN, H.; EDER, P. *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate)*: Technical proposals. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2014. 308 p.
- SCHUCHARDT, F. Composting of organic waste. In: JÖRDENING, H.-J.; WINTER, J. (Eds.) *Environmental Biotechnology: Concepts and Applications*. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2005. p. 333- 354 (Capítulo 13)
- SENESI, N. Composted materials as organic fertilizers. *Science of The Total Environment*, v. 81, s.n, p. 521-542, 1989.
- SHARIFI, Z.; RENELLA, G. Assessment of a particle size fractionation as a technology for reducing heavy metal, salinity and impurities from compost produced by municipal solid waste. *Waste management*, v. 38, s.n, p. 95-101, 2015.

- SHEN, D.S.; YANG, Y. Q.; HUANG, H. L.; HU, L. F. LONG, Y. Y. Water state changes during the composting of kitchen waste. *Waste Management*, v. 38, s.n, p. 381-387, 2015.
- SILVA, F. C. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes: 2ª edição revista e ampliada*. 2ª ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.
- SILVA, M. E. F.; LEMOS, L. T.; BASTOS, M. M. S. M.; NUNES, O. C.; CUNHA-QUEDA, A. C. Recovery of humic-like substances from low quality composts. *Bioresource Technology*. v. 128, s.n, p. 624-632, 2013.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2014*. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2016. 154 p.
- SOOBHANY, N.; MOHEE, R.; GARG, V. K. Comparative assessment of heavy metals content during the composting and vermicomposting of municipal solid waste employing *Eudrilus eugeniae*. *Waste Management*, v. 39, s.n , p. 130-145, 2015.
- SOSSOU, S. K.; DAKOURE M. S.; HIJIKATA N.; MAIGA A. H.; FUNAMIZU, N. Inactivation kinetics of indicator microorganisms during solar heat treatment for sanitizing compost from composting toilet. *Journal of Water and Environment Technology*, v. 14, n. 2, p. 37 – 46, 2016.
- STORINO, F.; ARIZMENDIARRIETA, J. S.; IRIGOYEN, I.; MURO, J.; APARICIO-TEJO, P. M. Meat waste as feedstock for home composting: Effects on the process and quality of compost. *Waste Management*, v. 56, s.n, p. 53-62, 2016.
- SUNDBERG, C.; FRANKE-WHITTLE, I. H.; KAUPPI, S.; YU, D.; ROMANTSCHUK, M.; INSAM, H.; JÖNSSON, H. Characterisation of source-separated household waste intended for composting. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2859–2867, 2011.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE - SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Histórico da Destinação de Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Belo Horizonte: 1975 a 2006*. Belo Horizonte, 2007, 22 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2007*. Belo Horizonte. 2008. 90 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2008*. Belo Horizonte. 2009. 72 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2009*. Belo Horizonte. 2010. 70 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2010*. Belo Horizonte. 2011. 65 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2011*. Belo Horizonte. 2012. 68 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2012*. Belo Horizonte. 2013. 68 p.

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2013*. Belo Horizonte. 2014. 67 p.

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2014*. Belo Horizonte. 2015a. 79 p.

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE - SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório sobre o Programa de Compostagem 2013-2014*. Belo Horizonte, 2015b. 73 p.

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA DE BELO HORIZONTE – SLU/BH. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. *Relatório anual de atividades da limpeza urbana 2016*. Belo Horizonte. 2017. 81 p.

TEIXEIRA, D. L.; MATOS, A. T. de; MELO, E. de CASTRO. Alterações nas características físicas do material orgânico submetido ao processo de compostagem. *Engenharia na Agricultura*, v. 24, n. 1, p. 41 – 49, 2016.

THE WORLD BANK. *World Bank Country and Lending Groups*. 2017. Disponível em: <https://datahelpdesk.worldbank.org/knowledgebase/articles/906519>. Acesso em: 04 fev. 2018

THOMPSON, W. H.; LEEGE, P. B.; MILLNER P. D.; WATSON, M. E (Eds.) *Test Methods for the Examination of Composting and Compost* (TMECC). The United States Department of Agriculture and US Composting Council Research and Education Foundation, 2001.

TITTARELLI, F.; PETRUZZELLI, G.; PEZZAROSSA, B.; CIVILINI, M.; BENEDETTI, A.; SEQUI, P. Quality and Agronomic Use of Compost. In: DIAZ, L.F.; BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W.; STENTIFORD, E. (Eds). *Compost Science and Technology*. Amsterdam: Elsevier, v. 8, p. 119-157, 2007 (Waste Management Series).

TOGNETTI, C.; MAZZARINO, M. J.; LAOS, F. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 5, p. 1067-1076, 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. *Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges and soils (SW-846)*. 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>> Acesso em: 16 fev. 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. *RCRA Waste Sampling Draft Technical Guidance: Planning, Implementation, and Assessment*. Washington, 2002. 341 p. Disponível em <[https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/rwsdtg\\_0.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/rwsdtg_0.pdf)> Acesso em: 16 fev. 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. *Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*. Cincinnati, 2003. 177 p. (Environmental Regulations and Technology).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Advancing Sustainable Materials Management: 2014 Fact Sheet*. Washington, 2016. 21 p. Disponível em: <[https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/2014\\_smmfactsheet\\_508.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/2014_smmfactsheet_508.pdf)>. Acesso em: 17 fev. 2018.

VINNERAS, B.; AGOSTINI, F.; JÖNSSON, H. Sanitation by composting. In: INSAM, H.; FRANKE-WHITTLE, I.; GOBERNA, M. (Eds). *Microbes at work: from wastes to resource*. Heidelberg: Springer, 2010. p. 171-191.

- VON SPERLING, M. *Basic Principles of Wastewater Treatment*. v. 2. London: IWA Publishing, 2007. 195 p.
- VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Sludge treatment and disposal: Sludge characteristics and production. In: VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. (Eds) *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. v. 2. London: IWA Publishing. 2005. p. 1170 – 1194.
- WASTE ATLAS. *Interactive map with visualized waste management data*. 2018. Disponível em: <<http://www.atlas.d-waste.com>>. Acesso em 04 fev. 2018.
- WEI, Y.; ZHAO, Y.; XI, B.; WEI, Z.; LI, X.; CAO, Z. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. *Bioresource Technology*, v. 189, s.n, p. 349-356, 2015.
- WEI, Y.; LI, J.; SHI, D.; LIU, G.; ZHAO, Y.; SHIMAOKA, T. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 122, s.n, p. 51-65, 2017.
- WEIL, R. R.; MAGDOFF, F. Significance of Soil Organic Matter to Soil Quality and Health. In: MAGDOFF, F.; WEIL, R. R. (Eds). *Soil organic matter in sustainable agriculture*. Boca Raton: CRC Press, 2004, p.1 - 43 (Capítulo 1).
- WHITNEY, E.; ROLFES, S.R. *Nutrição, vol 1: entendendo os nutrientes*, 10 ed (Tradução All Tasks). São Paulo: Cengage Learning, 2008.
- WICHUK, K. M.; MCCARTNEY, D. A review of the effectiveness of current time–temperature regulations on pathogen inactivation during composting. *Journal of Environmental Engineering and Science*, v. 6, n. 5, p. 573-586, 2007.
- WORLD ENERGY COUNCIL. *World Energy Resources: Waste to Energy 2016*. 2016. 74 p. Disponível em <[https://www.worldenergy.org/wpcontent/uploads/2017/03/WERResources\\_Waste\\_to\\_Energy\\_2016.pdf](https://www.worldenergy.org/wpcontent/uploads/2017/03/WERResources_Waste_to_Energy_2016.pdf)>. Acesso em 04 fev. 2018.
- YANG, F.; LI, G. X.; YANG, Q. Y.; LUO, W. H. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Chemosphere*, v. 93, n. 7, p. 1393-1399, 2013.
- YU, H.; HUANG, G. H. Effects of sodium acetate as a pH control amendment on the composting of food waste. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 6, p. 2005-2011, 2009.
- YU, H.; HUANG, G. H.; ZHANG, X. D.; LI, Y. Inhibitory effects of organic acids on bacteria growth during food waste composting. *Compost Science & Utilization*, v. 18, n.1, p. 55-63, 2010.
- ZHANG, H., MATSUTO, T. Mass and element balance in food waste composting facilities. *Waste Management*, v. 30, n. 8 – 9, p. 1477-1485, 2010.
- ZHANG, H.; HE, P. J.; SHAO, L. M.; LEE, D. J. Source analysis of heavy metals and arsenic in organic fractions of municipal solid waste in a mega-city (Shanghai). *Environ Sci Technol*. v. 42, n. 5, p.1586-1593, 2008.
- ZHANG, L.; SUN, X. Improving green waste composting by addition of sugarcane bagasse and exhausted grape marc. *Bioresource Technology*, v. 218, s.n, p. 335-343, 2016.
- ZMORA-NAHUM, S.; MARKOVITCH, O.; TARCHITZKY, J. CHEN, Y. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, n. 11, p. 2109-2116, 2005.

## **APÊNDICE A**

### **Seção 5.3 – Caracterização dos resíduos:**

Características físicas e químicas dos resíduos alimentares e resíduos de poda de árvores

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO CO N P K (----- % na matéria seca-----)				
							Out_2015	Segunda	Rota A (menos RR)	1	-
Out_2015	Segunda	Rota A (menos RR)	2	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Segunda	Rota A (menos RR)	3	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Segunda	Rota A (menos RR)	4	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Segunda	Rota B (mais RR)	1	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Segunda	Rota B (mais RR)	2	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Segunda	Rota B (mais RR)	3	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Segunda	Rota B (mais RR)	4	-	-	-	-	-	-	-	
Out_2015	Terça	Rota A (menos RR)	1	80,42	4,59	29,54	89,87	37,08	1,26	0,153	1,48
Out_2015	Terça	Rota A (menos RR)	2	77,50	4,64	29,98	93,28	38,48	1,28	0,132	1,19
Out_2015	Terça	Rota A (menos RR)	3	79,11	4,65	38,43	93,81	38,70	1,01	0,108	1,33
Out_2015	Terça	Rota A (menos RR)	4	77,91	4,64	29,73	92,51	38,16	1,28	0,205	1,42
Out_2015	Terça	Rota B (mais RR)	1	80,67	4,51	22,54	92,20	38,04	1,69	0,186	1,69
Out_2015	Terça	Rota B (mais RR)	2	81,96	4,69	24,51	89,34	36,86	1,50	0,181	1,54
Out_2015	Terça	Rota B (mais RR)	3	79,09	4,61	23,26	90,99	37,54	1,61	0,216	1,92
Out_2015	Terça	Rota B (mais RR)	4	78,97	4,58	22,27	91,09	37,58	1,69	0,217	1,80
Out_2015	Quarta	Rota A (menos RR)	1	73,91	4,46	29,64	92,25	38,06	1,28	0,166	1,78
Out_2015	Quarta	Rota A (menos RR)	2	76,48	4,67	28,21	92,80	38,28	1,36	0,202	1,41
Out_2015	Quarta	Rota A (menos RR)	3	76,95	4,58	25,98	92,39	38,12	1,47	0,173	1,91
Out_2015	Quarta	Rota A (menos RR)	4	78,34	4,59	25,43	92,22	38,04	1,50	0,174	1,86
Out_2015	Quarta	Rota B (mais RR)	1	76,24	4,79	19,78	82,64	34,09	1,72	0,232	1,65
Out_2015	Quarta	Rota B (mais RR)	2	81,86	4,80	22,17	90,66	37,40	1,69	0,188	1,82
Out_2015	Quarta	Rota B (mais RR)	3	76,61	4,68	25,62	93,38	38,52	1,50	0,188	1,75
Out_2015	Quarta	Rota B (mais RR)	4	77,75	4,60	22,64	92,58	38,19	1,69	0,193	1,57
Out_2015	Quinta	Rota A (menos RR)	1	73,31	4,48	27,70	93,60	38,61	1,39	0,117	1,99
Out_2015	Quinta	Rota A (menos RR)	2	76,70	4,34	25,65	91,21	37,63	1,47	0,144	1,84

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(% na matéria seca)				
Out_2015	Quinta	Rota A (menos RR)	3	74,92	4,38	26,62	92,32	38,09	1,43	0,157	2,08
Out_2015	Quinta	Rota A (menos RR)	4	78,60	4,37	27,07	91,46	37,73	1,39	0,142	1,77
Out_2015	Quinta	Rota B (mais RR)	1	81,27	4,62	20,44	90,85	37,48	1,83	0,181	1,92
Out_2015	Quinta	Rota B (mais RR)	2	79,09	4,69	21,35	87,34	36,03	1,69	0,227	1,80
Out_2015	Quinta	Rota B (mais RR)	3	79,99	4,60	20,51	89,37	36,87	1,80	0,182	1,73
Out_2015	Quinta	Rota B (mais RR)	4	79,76	4,65	20,04	89,07	36,75	1,83	0,205	2,14
Out_2015	Sexta	Rota A (menos RR)	1	74,08	4,39	28,91	92,53	38,17	1,32	0,170	1,51
Out_2015	Sexta	Rota A (menos RR)	2	77,10	4,43	28,39	90,86	37,48	1,32	0,148	1,68
Out_2015	Sexta	Rota A (menos RR)	3	81,72	4,42	29,59	92,09	37,99	1,28	0,150	1,77
Out_2015	Sexta	Rota A (menos RR)	4	77,33	4,37	29,47	91,70	37,83	1,28	0,201	1,75
Out_2015	Sexta	Rota B (mais RR)	1	79,68	4,31	20,08	91,03	37,56	1,87	0,339	1,38
Out_2015	Sexta	Rota B (mais RR)	2	80,43	4,39	16,92	87,23	35,99	2,13	0,575	1,72
Out_2015	Sexta	Rota B (mais RR)	3	80,88	4,43	19,19	88,72	36,60	1,91	0,256	1,77
Out_2015	Sexta	Rota B (mais RR)	4	81,45	4,38	18,61	91,02	37,55	2,02	0,355	1,69
Nov_2015_1	Segunda	Rota A (menos RR)	1	82,53	4,51	25,04	92,79	38,28	1,53	0,212	2,46
Nov_2015_1	Segunda	Rota A (menos RR)	2	79,63	4,34	26,70	90,57	37,36	1,40	0,204	2,03
Nov_2015_1	Segunda	Rota A (menos RR)	3	78,08	4,39	31,53	91,82	37,88	1,20	0,172	1,90
Nov_2015_1	Segunda	Rota A (menos RR)	4	76,27	4,35	33,42	92,64	38,22	1,14	0,148	1,57
Nov_2015_1	Segunda	Rota B (mais RR)	1	80,33	4,63	26,32	84,24	34,75	1,32	0,205	2,07
Nov_2015_1	Segunda	Rota B (mais RR)	2	81,52	4,62	24,18	88,16	36,37	1,50	0,228	2,53
Nov_2015_1	Segunda	Rota B (mais RR)	3	76,86	4,49	32,38	86,50	35,68	1,10	0,158	1,63
Nov_2015_1	Segunda	Rota B (mais RR)	4	80,22	4,50	26,80	90,55	37,36	1,39	0,195	1,92
Nov_2015_1	Terça	Rota A (menos RR)	1	79,66	4,26	21,81	85,33	35,20	1,61	0,200	1,95
Nov_2015_1	Terça	Rota A (menos RR)	2	80,64	4,25	23,05	90,16	37,20	1,61	0,199	1,97
Nov_2015_1	Terça	Rota A (menos RR)	3	79,55	4,27	22,28	91,13	37,59	1,69	0,195	1,76
Nov_2015_1	Terça	Rota A (menos RR)	4	77,87	4,32	23,51	89,88	37,08	1,58	0,172	1,48

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO CO N P K (----- % na matéria seca-----)				
							Nov_2015_1	Terça	Rota B (mais RR)	1	81,38
Nov_2015_1	Terça	Rota B (mais RR)	2	79,50	4,50	26,57	87,41	36,06	1,36	0,150	2,28
Nov_2015_1	Terça	Rota B (mais RR)	3	79,58	4,42	28,99	90,23	37,22	1,28	0,170	2,01
Nov_2015_1	Terça	Rota B (mais RR)	4	80,69	4,40	27,24	89,60	36,97	1,36	0,176	2,20
Nov_2015_1	Quarta	Rota A (menos RR)	1	81,81	4,39	30,90	93,42	38,54	1,25	0,157	2,05
Nov_2015_1	Quarta	Rota A (menos RR)	2	84,43	4,30	26,99	91,19	37,62	1,39	0,203	2,47
Nov_2015_1	Quarta	Rota A (menos RR)	3	81,96	4,30	29,31	91,23	37,63	1,28	0,173	1,78
Nov_2015_1	Quarta	Rota A (menos RR)	4	79,68	4,35	28,83	92,30	38,08	1,32	-	-
Nov_2015_1	Quarta	Rota B (mais RR)	1	80,36	4,30	21,52	89,95	37,11	1,72	0,220	1,72
Nov_2015_1	Quarta	Rota B (mais RR)	2	78,51	4,32	22,05	88,24	36,40	1,65	0,216	1,63
Nov_2015_1	Quarta	Rota B (mais RR)	3	78,19	4,34	24,21	88,26	36,41	1,50	0,186	1,71
Nov_2015_1	Quarta	Rota B (mais RR)	4	78,07	4,31	24,00	89,63	36,98	1,54	0,185	1,42
Nov_2015_1	Quinta	Rota A (menos RR)	1	82,54	4,36	29,62	92,19	38,03	1,28	0,155	1,67
Nov_2015_1	Quinta	Rota A (menos RR)	2	82,22	4,42	25,83	89,58	36,96	1,43	0,181	1,94
Nov_2015_1	Quinta	Rota A (menos RR)	3	82,21	4,52	27,70	91,13	37,60	1,36	0,178	1,62
Nov_2015_1	Quinta	Rota A (menos RR)	4	83,83	4,53	29,02	90,31	37,26	1,28	0,169	1,68
Nov_2015_1	Quinta	Rota B (mais RR)	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_1	Quinta	Rota B (mais RR)	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_1	Quinta	Rota B (mais RR)	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_1	Quinta	Rota B (mais RR)	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_1	Sexta	Rota A (menos RR)	1	74,50	4,27	29,29	85,95	35,46	1,21	0,326	1,28
Nov_2015_1	Sexta	Rota A (menos RR)	2	78,44	4,32	25,19	80,62	33,26	1,32	0,295	1,45
Nov_2015_1	Sexta	Rota A (menos RR)	3	77,53	4,27	31,27	88,96	36,70	1,17	0,219	1,27
Nov_2015_1	Sexta	Rota A (menos RR)	4	76,99	4,21	30,07	85,56	35,30	1,17	0,224	1,31
Nov_2015_1	Sexta	Rota B (mais RR)	1	83,08	4,22	17,62	87,74	36,20	2,05	0,518	1,67
Nov_2015_1	Sexta	Rota B (mais RR)	2	81,57	4,23	16,47	89,33	36,85	2,24	0,388	1,77



**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(% na matéria seca)				
Nov_2015_1	Sexta	Rota B (mais RR)	3	81,60	4,28	17,45	88,43	36,48	2,09	0,852	1,91
Nov_2015_1	Sexta	Rota B (mais RR)	4	82,19	4,28	16,68	87,52	36,11	2,16	0,950	1,73
Nov_2015_2	Segunda	Rota A (menos RR)	1	85,34	-	25,96	89,15	36,78	1,42	0,212	2,11
Nov_2015_2	Segunda	Rota A (menos RR)	2	84,44	-	28,03	90,41	37,30	1,33	0,185	2,12
Nov_2015_2	Segunda	Rota A (menos RR)	3	86,75	-	23,33	88,59	36,55	1,57	0,219	2,34
Nov_2015_2	Segunda	Rota A (menos RR)	4	88,30	-	23,07	88,40	36,47	1,58	0,208	2,40
Nov_2015_2	Segunda	Rota B (mais RR)	1	82,12	-	33,29	89,03	36,73	1,10	0,154	1,47
Nov_2015_2	Segunda	Rota B (mais RR)	2	84,44	-	27,95	86,75	35,79	1,28	0,186	1,95
Nov_2015_2	Segunda	Rota B (mais RR)	3	85,44	-	24,73	87,05	35,91	1,45	0,201	1,99
Nov_2015_2	Segunda	Rota B (mais RR)	4	85,53	-	25,91	86,27	35,59	1,37	0,192	1,95
Nov_2015_2	Terça	Rota A (menos RR)	1	87,58	4,55	21,50	89,26	36,83	1,71	0,240	2,43
Nov_2015_2	Terça	Rota A (menos RR)	2	82,14	4,50	26,59	91,75	37,85	1,42	0,177	1,94
Nov_2015_2	Terça	Rota A (menos RR)	3	86,10	4,68	23,91	89,99	37,12	1,55	0,178	2,02
Nov_2015_2	Terça	Rota A (menos RR)	4	78,69	4,60	35,24	94,27	38,89	1,10	0,126	1,35
Nov_2015_2	Terça	Rota B (mais RR)	1	85,17	4,32	19,62	89,47	36,91	1,88	0,205	2,04
Nov_2015_2	Terça	Rota B (mais RR)	2	85,25	4,37	20,47	87,70	36,18	1,77	0,221	1,99
Nov_2015_2	Terça	Rota B (mais RR)	3	85,56	4,34	19,37	86,99	35,89	1,85	0,223	2,23
Nov_2015_2	Terça	Rota B (mais RR)	4	83,38	4,30	22,74	90,71	37,42	1,65	0,224	1,89
Nov_2015_2	Quarta	Rota A (menos RR)	1	86,52	4,44	19,35	84,70	34,94	1,81	0,261	2,79
Nov_2015_2	Quarta	Rota A (menos RR)	2	82,12	4,45	25,36	89,73	37,02	1,46	0,188	1,89
Nov_2015_2	Quarta	Rota A (menos RR)	3	82,62	4,33	27,06	91,52	37,76	1,40	0,190	1,81
Nov_2015_2	Quarta	Rota A (menos RR)	4	82,37	4,29	28,84	92,02	37,96	1,32	0,182	1,52
Nov_2015_2	Quarta	Rota B (mais RR)	1	83,18	4,42	21,56	88,17	36,37	1,69	0,252	1,85
Nov_2015_2	Quarta	Rota B (mais RR)	2	80,84	4,42	21,52	86,11	35,52	1,65	0,213	1,75
Nov_2015_2	Quarta	Rota B (mais RR)	3	83,31	4,39	19,83	83,18	34,32	1,73	0,258	2,06
Nov_2015_2	Quarta	Rota B (mais RR)	4	78,77	4,51	25,76	87,02	35,90	1,39	0,267	1,58

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO CO N P K (----- % na matéria seca-----)				
							Nov_2015_2	Quinta	Rota A (menos RR)	1	82,53
Nov_2015_2	Quinta	Rota A (menos RR)	2	79,40	4,25	21,78	92,97	38,35	1,76	0,190	1,40
Nov_2015_2	Quinta	Rota A (menos RR)	3	78,02	4,28	25,19	94,06	38,80	1,54	0,177	1,44
Nov_2015_2	Quinta	Rota A (menos RR)	4	80,69	4,27	26,19	93,14	38,42	1,47	0,177	1,44
Nov_2015_2	Quinta	Rota B (mais RR)	1	83,05	4,44	25,83	91,86	37,90	1,47	0,202	1,58
Nov_2015_2	Quinta	Rota B (mais RR)	2	82,41	4,36	18,30	91,84	37,89	2,07	0,213	1,83
Nov_2015_2	Quinta	Rota B (mais RR)	3	80,77	4,40	26,68	91,46	37,73	1,41	0,166	1,77
Nov_2015_2	Quinta	Rota B (mais RR)	4	82,12	4,35	22,79	91,17	37,61	1,65	0,202	1,91
Nov_2015_2	Sexta	Rota A (menos RR)	1	83,51	4,40	23,30	91,17	37,61	1,61	0,330	1,97
Nov_2015_2	Sexta	Rota A (menos RR)	2	82,32	4,33	21,59	92,15	38,02	1,76	0,348	1,51
Nov_2015_2	Sexta	Rota A (menos RR)	3	84,67	4,36	19,64	89,06	36,74	1,87	0,253	2,01
Nov_2015_2	Sexta	Rota A (menos RR)	4	83,52	4,41	20,81	92,52	38,17	1,83	0,628	1,60
Nov_2015_2	Sexta	Rota B (mais RR)	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_2	Sexta	Rota B (mais RR)	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_2	Sexta	Rota B (mais RR)	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov_2015_2	Sexta	Rota B (mais RR)	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Jan_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	1	79,31	4,44	28,41	93,86	38,72	1,36	0,472	1,70
Jan_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	2	83,05	4,27	24,77	90,84	37,48	1,51	0,222	2,65
Jan_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	3	82,70	4,32	23,06	90,57	37,36	1,62	0,229	2,41
Jan_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	4	83,88	4,36	25,34	91,18	37,61	1,48	0,233	2,78
Jan_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	1	83,51	4,41	27,22	90,87	37,49	1,38	0,172	2,53
Jan_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	2	81,55	4,41	24,82	91,03	37,56	1,51	0,385	2,10
Jan_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	3	82,53	4,45	25,95	90,67	37,41	1,44	0,216	2,31
Jan_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	4	83,98	4,35	26,27	90,90	37,50	1,43	0,194	2,04
Jan_2016	Terça	Rota A (menos RR)	1	78,11	4,15	40,55	92,61	38,20	0,94	0,141	1,41
Jan_2016	Terça	Rota A (menos RR)	2	79,74	4,13	37,04	93,55	38,59	1,04	0,149	1,62

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(----- % na matéria seca-----)				
Jan_2016	Terça	Rota A (menos RR)	3	82,59	4,08	33,97	91,94	37,93	1,12	0,153	1,88
Jan_2016	Terça	Rota A (menos RR)	4	80,13	4,15	28,40	90,58	37,37	1,32	0,164	1,84
Jan_2016	Terça	Rota B (mais RR)	1	83,56	4,21	26,15	89,54	36,94	1,41	0,176	2,18
Jan_2016	Terça	Rota B (mais RR)	2	84,68	4,18	23,14	90,50	37,33	1,61	0,202	2,27
Jan_2016	Terça	Rota B (mais RR)	3	82,35	4,21	25,09	90,73	37,43	1,49	0,156	1,99
Jan_2016	Terça	Rota B (mais RR)	4	85,30	4,16	21,22	88,88	36,67	1,73	0,200	2,28
Jan_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	1	83,60	4,68	29,94	88,30	36,43	1,22	0,156	1,96
Jan_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	2	83,18	4,99	33,42	91,06	37,57	1,12	0,180	1,83
Jan_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	3	83,91	4,95	24,55	84,69	34,94	1,42	0,191	2,34
Jan_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	4	84,90	5,10	25,65	89,79	37,04	1,44	0,168	2,08
Jan_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	1	80,87	4,62	23,73	86,22	35,57	1,50	0,192	1,90
Jan_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	2	86,07	4,42	23,83	88,64	36,57	1,53	0,195	2,08
Jan_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	3	85,99	4,53	22,09	89,07	36,74	1,66	0,202	2,17
Jan_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	4	85,74	4,50	21,02	85,11	35,11	1,67	0,198	2,27
Jan_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	1	82,21	4,62	27,94	88,62	36,56	1,31	0,283	1,67
Jan_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	2	82,56	4,76	29,20	86,59	35,72	1,22	0,175	1,74
Jan_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	3	82,28	4,79	28,23	87,58	36,13	1,28	0,335	1,56
Jan_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	4	82,95	4,61	31,19	90,88	37,49	1,20	0,174	1,56
Jan_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	1	81,99	4,35	24,70	89,57	36,95	1,50	0,192	1,58
Jan_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	2	82,62	4,45	28,62	90,02	37,14	1,30	0,244	1,64
Jan_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	3	80,81	4,41	23,94	88,04	36,32	1,52	0,369	1,43
Jan_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	4	83,45	4,49	24,51	90,15	37,19	1,52	0,215	1,83
Jan_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	1	86,33	4,72	26,96	87,57	36,13	1,34	0,198	1,97
Jan_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	2	83,40	4,77	33,92	88,62	36,56	1,08	0,184	1,58
Jan_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	3	83,88	4,95	31,40	90,66	37,40	1,19	0,148	1,85
Jan_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	4	85,98	4,59	28,24	90,76	37,44	1,33	0,291	1,92

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO CO N P K (----- % na matéria seca-----)				
							Jan_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	1	80,29
Jan_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	2	84,21	4,53	22,22	81,73	33,72	1,52	0,212	1,70
Jan_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	3	81,04	4,68	29,44	90,08	37,16	1,26	0,169	1,48
Jan_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	4	80,87	4,64	26,65	87,48	36,09	1,35	0,190	1,72
Fev_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	1	80,01	4,93	31,56	91,46	37,73	1,20	0,194	2,24
Fev_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	2	78,14	4,76	33,73	90,93	37,51	1,11	0,173	2,01
Fev_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	3	78,20	4,50	34,31	92,48	38,15	1,11	0,152	2,07
Fev_2016	Segunda	Rota A (menos RR)	4	80,01	4,69	29,28	89,78	37,04	1,27	0,192	2,09
Fev_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	1	84,24	4,40	23,36	90,94	37,52	1,61	0,228	-
Fev_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	2	83,92	4,34	24,43	91,36	37,69	1,54	0,272	-
Fev_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	3	84,37	4,44	22,87	90,92	37,51	1,64	0,237	-
Fev_2016	Segunda	Rota B (mais RR)	4	85,00	4,43	21,81	91,12	37,59	1,72	0,276	-
Fev_2016	Terça	Rota A (menos RR)	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Fev_2016	Terça	Rota A (menos RR)	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Fev_2016	Terça	Rota A (menos RR)	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Fev_2016	Terça	Rota A (menos RR)	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Fev_2016	Terça	Rota B (mais RR)	1	78,89	4,38	24,96	90,71	37,42	1,50	0,180	1,92
Fev_2016	Terça	Rota B (mais RR)	2	78,27	4,40	30,87	91,94	37,93	1,23	0,165	1,53
Fev_2016	Terça	Rota B (mais RR)	3	80,64	4,43	22,19	82,92	34,21	1,54	0,179	1,60
Fev_2016	Terça	Rota B (mais RR)	4	81,90	4,29	19,32	89,12	36,76	1,90	0,203	1,83
Fev_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	1	81,12	4,45	23,34	93,18	38,44	1,65	0,223	2,55
Fev_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	2	77,39	4,38	33,43	92,54	38,18	1,14	0,163	1,86
Fev_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	3	79,73	4,44	27,94	91,59	37,78	1,35	0,183	2,16
Fev_2016	Quarta	Rota A (menos RR)	4	77,37	4,44	26,56	90,89	37,49	1,41	0,235	1,93
Fev_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	1	82,94	4,31	19,63	91,38	37,70	1,92	0,372	2,14
Fev_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	2	77,97	4,27	20,39	92,32	38,09	1,87	0,462	1,71

**Tabela 1.A** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nos 45 lotes de resíduos alimentares amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Rota de coleta	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO CO N P K (----- % na matéria seca-----)				
							Fev_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	3	75,74
Fev_2016	Quarta	Rota B (mais RR)	4	82,60	4,37	16,13	89,64	36,98	2,29	0,536	2,00
Fev_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	1	81,72	4,58	29,96	90,85	37,48	1,25	0,168	1,78
Fev_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	2	84,24	4,51	25,46	90,96	37,52	1,47	0,181	1,91
Fev_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	3	82,33	4,58	31,09	93,24	38,46	1,24	0,185	1,83
Fev_2016	Quinta	Rota A (menos RR)	4	83,36	4,58	30,54	92,63	38,21	1,25	0,168	1,68
Fev_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	1	82,21	4,35	23,00	89,90	37,09	1,61	0,231	1,85
Fev_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	2	83,08	4,32	25,41	93,02	38,38	1,51	0,185	1,77
Fev_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	3	83,72	4,33	24,25	92,36	38,10	1,57	0,204	1,65
Fev_2016	Quinta	Rota B (mais RR)	4	82,20	4,21	26,07	92,23	38,05	1,46	0,250	1,71
Fev_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	1	80,11	4,63	23,91	91,86	37,89	1,58	0,236	1,39
Fev_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	2	80,17	4,58	21,88	92,17	38,02	1,74	0,237	1,42
Fev_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	3	81,76	4,58	24,93	92,43	38,13	1,53	0,201	1,73
Fev_2016	Sexta	Rota A (menos RR)	4	81,13	4,61	25,81	92,65	38,22	1,48	0,196	1,59
Fev_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	1	-	4,68	18,85	85,12	35,11	1,86	0,193	1,84
Fev_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	2	79,02	4,59	21,39	86,42	35,65	1,67	0,286	1,67
Fev_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	3	73,80	4,54	22,41	91,39	37,70	1,68	0,193	1,53
Fev_2016	Sexta	Rota B (mais RR)	4	80,48	4,50	23,79	87,39	36,05	1,52	0,202	1,88

CO: carbono orgânico; MO: matéria orgânica; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total. Nota: células em branco = dados perdidos.

**Tabela 2.A** – Características físicas e químicas de todas as 96 amostras compostas coletadas nos 48 lotes de resíduos de poda de árvores amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Lote	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(-----% matéria seca-----)				
Out_2015	Segunda	Lote A	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Out_2015	Segunda	Lote A	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Out_2015	Segunda	Lote B	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Out_2015	Segunda	Lote B	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Out_2015	Terça	Lote A	1	11,87	6,60	69,51	94,91	43,26	0,62	0,058	0,57
Out_2015	Terça	Lote A	2	13,31	6,61	77,18	95,70	43,62	0,57	0,047	0,49
Out_2015	Terça	Lote B	1	11,08	7,04	87,48	94,74	43,18	0,49	0,042	0,46
Out_2015	Terça	Lote B	2	16,79	7,07	49,44	93,67	42,69	0,86	0,077	0,72
Out_2015	Quarta	Lote A	1	10,64	6,40	60,54	93,54	42,63	0,70	0,065	0,60
Out_2015	Quarta	Lote A	2	10,40	6,40	55,92	90,96	41,46	0,74	0,060	0,59
Out_2015	Quarta	Lote B	1	7,27	6,42	60,71	93,80	42,75	0,70	0,059	0,60
Out_2015	Quarta	Lote B	2	10,50	6,34	51,64	94,39	43,02	0,83	0,071	0,60
Out_2015	Quinta	Lote A	1	11,58	6,47	60,48	93,45	42,60	0,70	0,058	0,53
Out_2015	Quinta	Lote A	2	11,16	5,79	64,49	94,40	43,03	0,67	0,052	0,61
Out_2015	Quinta	Lote B	1	13,45	6,58	68,46	94,64	43,14	0,63	0,055	0,56
Out_2015	Quinta	Lote B	2	12,37	6,11	54,54	93,15	42,46	0,78	0,073	0,65
Out_2015	Sexta	Lote A	1	26,20	5,58	52,66	94,21	42,94	0,82	0,062	0,61
Out_2015	Sexta	Lote A	2	23,07	5,45	49,82	93,18	42,47	0,85	0,073	0,65
Out_2015	Sexta	Lote B	1	22,98	5,47	45,98	93,47	42,60	0,93	0,084	0,72
Out_2015	Sexta	Lote B	2	22,75	5,56	54,07	92,34	42,09	0,78	0,073	0,58
Nov_2015_1	Segunda	Lote A	1	20,35	6,60	50,17	93,83	42,77	0,85	0,079	0,58
Nov_2015_1	Segunda	Lote A	2	19,68	6,57	52,25	93,48	42,61	0,82	0,079	0,58
Nov_2015_1	Segunda	Lote B	1	14,12	6,62	52,16	93,32	42,53	0,82	0,069	0,55
Nov_2015_1	Segunda	Lote B	2	12,49	6,52	-	-	-	0,82	0,087	0,61
Nov_2015_1	Terça	Lote A	1	19,82	6,44	49,99	87,19	39,74	0,79	0,080	0,67
Nov_2015_1	Terça	Lote A	2	19,54	6,31	45,59	93,03	42,40	0,93	0,083	0,69

**Tabela 2.A** – Características físicas e químicas de todas as 96 amostras compostas coletadas nos 48 lotes de resíduos de poda de árvores amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Lote	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(-----% matéria seca-----)				
Nov_2015_1	Terça	Lote B	1	15,79	6,30	45,77	93,39	42,57	0,93	0,071	0,68
Nov_2015_1	Terça	Lote B	2	15,40	6,38	42,32	94,32	42,99	1,02	0,079	0,72
Nov_2015_1	Quarta	Lote A	1	16,36	6,27	65,33	93,16	42,46	0,65	0,073	0,62
Nov_2015_1	Quarta	Lote A	2	15,29	6,33	-	-	-	0,87	0,080	0,68
Nov_2015_1	Quarta	Lote B	1	15,42	6,43	53,81	94,60	43,12	0,80	0,071	0,72
Nov_2015_1	Quarta	Lote B	2	14,76	6,45	46,16	95,64	43,59	0,94	0,081	0,63
Nov_2015_1	Quinta	Lote A	1	12,92	6,48	46,86	94,14	42,91	0,92	0,080	0,67
Nov_2015_1	Quinta	Lote A	2	17,76	6,24	45,11	93,46	42,60	0,94	0,094	0,68
Nov_2015_1	Quinta	Lote B	1	19,33	6,33	53,38	93,84	42,77	0,80	0,068	0,59
Nov_2015_1	Quinta	Lote B	2	18,56	6,30	48,31	94,02	42,85	0,89	0,085	0,64
Nov_2015_1	Sexta	Lote A	1	21,35	6,21	45,55	91,51	41,71	0,92	0,077	0,65
Nov_2015_1	Sexta	Lote A	2	26,13	6,14	47,62	94,18	42,93	0,90	0,076	0,65
Nov_2015_1	Sexta	Lote B	1	19,46	6,21	48,39	94,19	42,93	0,89	0,079	0,62
Nov_2015_1	Sexta	Lote B	2	20,55	6,19	76,52	92,99	42,38	0,55	0,045	0,53
Nov_2015_2	Segunda	Lote A	1	44,67	6,67	47,23	91,92	41,90	0,89	0,080	0,69
Nov_2015_2	Segunda	Lote A	2	39,88	6,74	40,68	93,23	42,49	1,04	0,091	0,72
Nov_2015_2	Segunda	Lote B	1	52,20	6,93	43,14	92,08	41,97	0,97	0,084	0,65
Nov_2015_2	Segunda	Lote B	2	54,33	7,05	47,97	91,85	41,87	0,87	0,073	0,57
Nov_2015_2	Terça	Lote A	1	43,69	6,90	44,75	89,90	40,98	0,92	0,080	0,69
Nov_2015_2	Terça	Lote A	2	49,43	7,01	42,29	91,59	41,75	0,99	0,078	0,65
Nov_2015_2	Terça	Lote B	1	43,03	6,65	43,98	91,12	41,53	0,94	0,092	0,68
Nov_2015_2	Terça	Lote B	2	39,49	6,42	46,60	92,17	42,01	0,90	0,080	0,64
Nov_2015_2	Quarta	Lote A	1	42,32	5,95	46,33	94,54	43,09	0,93	0,075	0,63
Nov_2015_2	Quarta	Lote A	2	43,55	6,23	47,58	92,60	42,21	0,89	0,080	0,71
Nov_2015_2	Quarta	Lote B	1	30,60	6,21	46,92	95,75	43,64	0,93	0,076	0,64
Nov_2015_2	Quarta	Lote B	2	31,40	6,14	44,12	90,03	41,03	0,93	0,086	0,65

**Tabela 2.A** – Características físicas e químicas de todas as 96 amostras compostas coletadas nos 48 lotes de resíduos de poda de árvores amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Lote	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(-----% matéria seca-----)				
Nov_2015_2	Quinta	Lote A	1	45,64	6,91	42,39	93,14	42,45	1,00	0,077	0,73
Nov_2015_2	Quinta	Lote A	2	44,01	6,53	50,63	93,77	42,74	0,84	0,068	0,61
Nov_2015_2	Quinta	Lote B	1	51,34	5,49	45,81	92,04	41,95	0,92	0,080	0,68
Nov_2015_2	Quinta	Lote B	2	51,09	5,48	49,07	93,97	42,83	0,87	0,076	0,64
Nov_2015_2	Sexta	Lote A	1	31,16	6,51	41,62	92,76	42,28	1,02	0,098	0,66
Nov_2015_2	Sexta	Lote A	2	43,81	6,72	46,35	93,11	42,44	0,92	0,087	0,63
Nov_2015_2	Sexta	Lote B	1	44,76	6,32	43,00	89,08	40,60	0,94	0,092	0,70
Nov_2015_2	Sexta	Lote B	2	52,19	6,84	45,74	91,89	41,88	0,92	0,090	0,74
Jan_2016	Segunda	Lote A	1	41,37	6,54	44,08	91,56	41,73	0,95	0,087	0,78
Jan_2016	Segunda	Lote A	2	44,93	6,88	44,68	91,42	41,67	0,93	0,086	0,77
Jan_2016	Segunda	Lote B	1	52,10	6,76	53,62	92,91	42,35	0,79	0,080	0,76
Jan_2016	Segunda	Lote B	2	45,03	6,61	43,50	92,38	42,11	0,97	0,092	0,87
Jan_2016	Terça	Lote A	1	55,55	6,13	51,60	94,33	43,00	0,83	0,087	0,79
Jan_2016	Terça	Lote A	2	57,44	6,41	54,97	91,93	41,90	0,76	0,084	0,72
Jan_2016	Terça	Lote B	1	53,07	5,98	54,11	92,17	42,01	0,78	0,083	0,74
Jan_2016	Terça	Lote B	2	53,04	6,06	50,39	92,89	42,34	0,84	0,086	0,84
Jan_2016	Quarta	Lote A	1	56,70	6,91	41,38	-	38,51	0,93	0,079	0,77
Jan_2016	Quarta	Lote A	2	56,20	6,79	47,57	92,88	42,33	0,89	0,086	0,79
Jan_2016	Quarta	Lote B	1	48,69	6,74	48,18	91,08	41,51	0,86	0,083	0,80
Jan_2016	Quarta	Lote B	2	52,16	7,02	43,97	92,01	41,94	0,95	0,087	0,78
Jan_2016	Quinta	Lote A	1	56,69	7,00	48,57	91,06	41,50	0,85	0,073	0,71
Jan_2016	Quinta	Lote A	2	55,29	7,02	44,43	92,28	42,06	0,95	0,060	0,78
Jan_2016	Quinta	Lote B	1	54,67	6,85	50,86	91,39	41,65	0,82	0,065	0,74
Jan_2016	Quinta	Lote B	2	52,76	6,75	54,03	92,89	42,34	0,78	0,058	0,71
Jan_2016	Sexta	Lote A	1	64,18	7,24	51,35	93,86	42,78	0,83	0,068	0,62
Jan_2016	Sexta	Lote A	2	67,09	7,33	46,75	91,28	41,60	0,89	0,087	0,67



**Tabela 2.A** – Características físicas e químicas de todas as 96 amostras compostas coletadas nos 48 lotes de resíduos de poda de árvores amostrados na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte.

Período de coleta	Dia da semana	Lote	Amostra composta	C. água (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	MO	CO	N	P	K
							(-----% matéria seca-----)				
Jan_2016	Sexta	Lote B	1	60,97	6,86	44,42	92,95	42,37	0,95	0,074	0,69
Jan_2016	Sexta	Lote B	2	67,56	6,90	42,78	91,99	41,93	0,98	0,079	0,74
Fev_2016	Segunda	Lote A	1	37,55	6,60	54,41	92,56	42,19	0,78	0,069	0,67
Fev_2016	Segunda	Lote A	2	41,40	6,26	46,73	93,00	42,39	0,91	0,079	0,68
Fev_2016	Segunda	Lote B	1	40,77	5,80	51,95	91,72	41,81	0,80	0,077	0,64
Fev_2016	Segunda	Lote B	2	46,11	6,14	49,91	92,92	42,35	0,85	0,087	0,67
Fev_2016	Terça	Lote A	1	35,38	6,69	44,98	93,84	42,77	0,95	0,087	0,69
Fev_2016	Terça	Lote A	2	39,79	6,66	42,22	91,44	41,68	0,99	0,082	0,68
Fev_2016	Terça	Lote B	1	41,05	5,68	48,44	90,19	41,11	0,85	0,087	0,66
Fev_2016	Terça	Lote B	2	40,77	5,87	43,77	92,72	42,26	0,97	0,084	0,69
Fev_2016	Quarta	Lote A	1	41,47	6,57	44,38	92,60	42,20	0,95	0,084	0,67
Fev_2016	Quarta	Lote A	2	41,57	6,29	45,93	91,41	41,66	0,91	0,084	0,69
Fev_2016	Quarta	Lote B	1	46,19	6,49	46,15	91,85	41,86	0,91	0,087	0,61
Fev_2016	Quarta	Lote B	2	33,97	6,05	58,73	92,92	42,35	0,72	0,072	0,62
Fev_2016	Quinta	Lote A	1	48,05	6,64	48,63	92,09	41,97	0,86	0,087	0,72
Fev_2016	Quinta	Lote A	2	39,98	6,32	44,93	92,30	42,07	0,94	0,084	0,71
Fev_2016	Quinta	Lote B	1	36,89	6,69	46,46	90,97	41,46	0,89	0,084	0,68
Fev_2016	Quinta	Lote B	2	42,88	6,52	44,86	92,15	42,00	0,94	0,089	0,70
Fev_2016	Sexta	Lote A	1	51,92	7,32	45,35	90,25	41,14	0,91	0,082	0,61
Fev_2016	Sexta	Lote A	2	57,42	7,69	36,36	89,87	40,96	1,13	0,097	0,73
Fev_2016	Sexta	Lote B	1	39,29	6,67	45,09	92,63	42,22	0,94	0,082	0,66
Fev_2016	Sexta	Lote B	2	40,51	6,73	47,26	92,10	41,98	0,89	0,082	0,69

Lote A: resíduos de poda misturados aos resíduos alimentares provenientes da rota 'A'; Lote 'B': resíduos de poda misturados aos resíduos alimentares provenientes da rota 'B'. CO: carbono orgânico; MO: matéria orgânica; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total. Nota: células em branco = dados perdidos.

## **APÊNDICE B**

### **Seção 5.4 – subseção 5.4.2 e 5.4.3 – Composto orgânico:**

Características físicas, químicas e físico-químicas do material das leiras aos 8 dias (início da degradação dos resíduos) e aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso)

**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(----- % matéria seca -----)					(-- % matéria natural --)		
1	1	Primavera	Chuvoso	51,02	4,61	36,02	92,53	41,38	1,15	0,112	1,28	0,58	0,057	0,65
1	2	Primavera	Chuvoso	48,25	4,80	32,71	92,18	41,22	1,26	0,108	1,28	0,67	0,057	0,69
1	3	Primavera	Chuvoso	51,97	4,48	39,98	92,77	41,49	1,04	0,132	1,26	0,51	0,065	0,62
1	4	Primavera	Chuvoso	48,38	4,56	35,61	91,48	40,91	1,15	0,108	1,16	0,61	0,057	0,62
1	5	Primavera	Chuvoso	52,29	4,73	36,98	91,96	41,13	1,11	0,122	1,16	0,55	0,060	0,57
2	1	Primavera	Chuvoso	58,01	4,62	32,09	87,77	39,25	1,22	0,132	1,17	0,53	0,057	0,50
2	2	Primavera	Chuvoso	63,13	4,60	28,72	90,44	40,45	1,41	0,127	1,19	0,53	0,048	0,45
2	3	Primavera	Chuvoso	63,94	4,57	30,26	90,29	40,38	1,33	0,127	1,26	0,50	0,047	0,47
2	4	Primavera	Chuvoso	57,25	4,67	30,52	91,05	40,72	1,33	0,117	1,22	0,59	0,051	0,54
2	5	Primavera	Chuvoso	61,50	4,71	32,41	91,31	40,84	1,26	0,127	1,20	0,50	0,050	0,47
3	1	Primavera	Chuvoso	58,85	4,66	36,45	90,63	40,53	1,11	0,112	1,04	0,47	0,047	0,44
3	2	Primavera	Chuvoso	57,82	4,61	30,17	90,03	40,26	1,33	0,127	1,14	0,58	0,055	0,49
3	3	Primavera	Chuvoso	64,17	4,66	32,85	89,84	40,18	1,22	0,127	1,09	0,45	0,047	0,40
3	4	Primavera	Chuvoso	54,84	5,02	35,06	90,08	40,29	1,15	0,117	1,07	0,53	0,054	0,50
3	5	Primavera	Chuvoso	61,75	4,79	32,81	89,74	40,14	1,22	0,122	1,12	0,48	0,048	0,44
4	1	Primavera	Chuvoso	55,18	4,35	39,57	91,82	41,06	1,04	0,112	1,47	0,48	0,052	0,68
4	2	Primavera	Chuvoso	48,77	4,73	33,44	91,45	40,90	1,22	0,127	1,14	0,64	0,067	0,60
4	3	Primavera	Chuvoso	43,71	4,50	36,20	90,00	40,25	1,11	0,132	1,16	0,64	0,076	0,67
4	4	Primavera	Chuvoso	49,13	4,47	36,59	90,97	40,68	1,11	0,112	1,12	0,58	0,059	0,59
4	5	Primavera	Chuvoso	56,76	4,48	32,81	90,08	40,29	1,23	0,112	1,21	0,55	0,050	0,54
5	1	Primavera	Chuvoso	62,39	4,53	35,94	86,37	38,63	1,07	0,122	1,12	0,42	0,048	0,44
5	2	Primavera	Chuvoso	65,52	4,54	35,77	88,93	39,77	1,11	0,103	1,19	0,40	0,037	0,43
5	3	Primavera	Chuvoso	63,58	4,60	34,93	86,85	38,84	1,11	0,117	1,06	0,42	0,045	0,40
5	4	Primavera	Chuvoso	63,13	4,54	32,51	88,92	39,77	1,22	0,127	1,12	0,47	0,049	0,43
5	5	Primavera	Chuvoso	65,04	4,57	32,39	85,91	38,42	1,19	0,127	1,05	0,43	0,046	0,38

**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(-- % matéria seca --)					(-- % matéria natural --)		
6	1	Primavera	Chuvoso	61,78	4,32	36,45	90,63	40,53	1,11	0,098	1,01	0,43	0,038	0,39
6	2	Primavera	Chuvoso	66,77	4,34	35,15	90,32	40,39	1,15	0,093	0,97	0,38	0,031	0,33
6	3	Primavera	Chuvoso	64,68	4,32	34,82	86,57	38,71	1,11	0,098	0,96	0,40	0,035	0,34
6	4	Primavera	Chuvoso	68,86	4,43	37,67	90,54	40,49	1,07	0,093	0,94	0,34	0,030	0,30
6	5	Primavera	Chuvoso	66,70	4,41	35,39	90,93	40,67	1,15	0,112	0,97	0,39	0,038	0,33
7	1	Primavera	Chuvoso	66,17	4,37	33,47	91,55	40,94	1,22	0,142	1,00	0,42	0,049	0,35
7	2	Primavera	Chuvoso	64,96	4,20	31,37	90,99	40,69	1,30	0,122	1,16	0,46	0,044	0,42
7	3	Primavera	Chuvoso	66,84	4,21	33,19	90,76	40,59	1,22	0,122	1,24	0,41	0,041	0,42
7	4	Primavera	Chuvoso	66,70	4,38	36,81	91,52	40,93	1,11	0,112	1,07	0,38	0,038	0,36
7	5	Primavera	Chuvoso	59,05	4,62	34,57	91,68	41,00	1,19	0,112	1,12	0,49	0,047	0,47
8	1	Primavera	Chuvoso	62,07	5,07	37,46	90,49	40,47	1,08	0,117	1,09	0,42	0,046	0,42
8	2	Primavera	Chuvoso	58,22	6,47	39,19	91,54	40,94	1,04	0,108	1,01	0,45	0,046	0,43
8	3	Primavera	Chuvoso	65,32	4,88	37,76	91,82	41,06	1,09	0,103	1,00	0,39	0,037	0,36
8	4	Primavera	Chuvoso	62,62	4,68	35,44	91,83	41,07	1,16	0,103	0,96	0,44	0,039	0,37
8	5	Primavera	Chuvoso	60,43	4,85	34,96	91,72	41,02	1,17	0,103	1,01	0,48	0,042	0,41
9	1	Primavera	Chuvoso	64,77	4,60	33,29	90,53	40,49	1,22	0,122	1,07	0,44	0,044	0,39
9	2	Primavera	Chuvoso	60,90	4,50	34,31	91,10	40,74	1,19	0,103	1,06	0,47	0,041	0,42
9	3	Primavera	Chuvoso	59,28	4,87	33,71	91,14	40,76	1,21	0,152	1,04	0,50	0,063	0,43
9	4	Primavera	Chuvoso	59,50	4,78	34,93	91,65	40,99	1,17	0,108	1,01	0,49	0,044	0,42
9	5	Primavera	Chuvoso	60,37	4,65	34,69	88,79	39,71	1,14	0,122	1,00	0,46	0,049	0,40
10	1	Verão	Chuvoso	64,73	4,80	36,87	88,47	39,57	1,07	0,108	0,82	0,39	0,039	0,30
10	2	Verão	Chuvoso	66,85	4,87	32,10	87,30	39,04	1,22	0,103	0,66	0,41	0,035	0,22
10	3	Verão	Chuvoso	66,23	4,63	36,95	87,47	39,12	1,06	0,108	0,77	0,37	0,037	0,27
10	4	Verão	Chuvoso	69,76	4,52	34,81	87,42	39,10	1,12	0,103	0,77	0,35	0,032	0,24
10	5	Verão	Chuvoso	70,28	4,87	33,49	88,38	39,53	1,18	0,117	0,73	0,36	0,036	0,22
11	1	Verão	Chuvoso	63,15	4,82	35,50	90,58	40,51	1,14	0,122	0,97	0,43	0,046	0,36

**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(-- % matéria seca --)					(-- % matéria natural --)		
11	2	Verão	Chuvoso	64,56	4,50	34,20	89,99	40,25	1,18	0,112	1,02	0,42	0,040	0,37
11	3	Verão	Chuvoso	68,82	4,52	32,03	88,91	39,76	1,24	0,163	0,90	0,39	0,051	0,28
11	4	Verão	Chuvoso	62,94	4,84	37,18	91,30	40,83	1,10	0,117	0,91	0,41	0,044	0,34
11	5	Verão	Chuvoso	65,83	4,47	34,01	89,49	40,02	1,18	0,117	1,05	0,41	0,041	0,36
12	1	Verão	Chuvoso/seco	66,70	4,88	37,97	91,41	40,88	1,08	0,122	1,02	0,37	0,042	0,35
12	2	Verão	Chuvoso/seco	60,99	5,12	42,39	91,89	41,10	0,97	0,098	0,86	0,39	0,039	0,34
12	3	Verão	Chuvoso/seco	68,85	4,48	32,57	90,40	40,43	1,24	0,127	1,08	0,40	0,041	0,35
12	4	Verão	Chuvoso/seco	67,22	4,37	33,55	90,43	40,44	1,21	0,112	0,95	0,41	0,038	0,32
12	5	Verão	Chuvoso/seco	65,75	4,61	34,12	90,87	40,64	1,19	0,117	0,98	0,42	0,041	0,35
13	1	Verão	Chuvoso/seco	63,81	4,39	36,69	90,76	40,59	1,11	0,122	0,98	0,41	0,046	0,37
13	2	Verão	Chuvoso/seco	53,61	5,60	30,67	89,95	40,23	1,31	0,142	1,26	0,62	0,067	0,60
13	3	Verão	Chuvoso/seco	56,09	4,98	34,96	91,46	40,91	1,17	0,132	1,10	0,53	0,059	0,49
13	4	Verão	Chuvoso/seco	57,95	5,28	35,15	90,83	40,62	1,16	0,122	1,07	0,50	0,053	0,46
13	5	Verão	Chuvoso/seco	52,55	5,13	35,02	90,51	40,48	1,16	0,127	1,01	0,56	0,062	0,49
14	1	Verão	Chuvoso/seco	56,02	4,62	38,06	90,52	40,48	1,06	0,117	0,92	0,48	0,053	0,42
14	2	Verão	Chuvoso/seco	53,61	4,92	35,86	87,56	39,16	1,09	0,108	0,95	0,52	0,051	0,45
14	3	Verão	Chuvoso/seco	62,20	4,36	35,17	90,33	40,40	1,15	0,112	1,07	0,45	0,044	0,42
14	4	Verão	Chuvoso/seco	56,81	4,86	36,11	88,18	39,44	1,09	0,112	1,05	0,47	0,049	0,45
14	5	Verão	Chuvoso/seco	56,85	4,84	33,81	89,53	40,04	1,18	0,108	1,18	0,52	0,048	0,52
15	1	Verão	Chuvoso/seco	57,55	4,83	39,50	91,43	40,89	1,04	0,103	0,87	0,45	0,044	0,38
15	2	Verão	Chuvoso/seco	50,77	5,58	37,19	91,40	40,88	1,10	0,112	1,10	0,55	0,056	0,55
15	3	Verão	Chuvoso/seco	56,29	4,87	36,95	91,40	40,87	1,11	0,103	1,00	0,49	0,046	0,44
15	4	Verão	Chuvoso/seco	60,57	4,83	34,31	90,84	40,63	1,18	0,137	1,05	0,48	0,055	0,42
15	5	Verão	Chuvoso/seco	54,53	5,19	31,11	90,28	40,38	1,30	0,132	1,05	0,60	0,061	0,48
16	1	Verão	Chuvoso/seco	66,33	4,26	35,03	91,65	40,99	1,17	0,122	1,15	0,41	0,042	0,40
16	2	Verão	Chuvoso/seco	62,92	4,59	40,72	92,34	41,30	1,01	0,112	1,02	0,39	0,043	0,39

**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(-- % matéria seca --)						(-- % matéria natural --)	
16	3	Verão	Chuvoso/seco	65,27	4,32	34,06	90,72	40,57	1,19	0,127	1,15	0,43	0,045	0,41
16	4	Verão	Chuvoso/seco	61,19	4,49	34,07	91,83	41,07	1,21	0,127	1,12	0,48	0,051	0,45
16	5	Verão	Chuvoso/seco	65,01	4,64	36,81	91,62	40,98	1,11	0,112	1,07	0,40	0,040	0,39
17	1	Verão	Seco	61,11	4,67	34,85	90,07	40,28	1,16	0,117	1,12	0,46	0,047	0,45
17	2	Verão	Seco	65,18	4,31	35,82	88,04	39,37	1,10	0,117	1,02	0,40	0,042	0,37
17	3	Verão	Seco	63,10	4,74	34,25	90,70	40,56	1,18	0,132	1,02	0,45	0,050	0,39
17	4	Verão	Seco	63,94	4,24	32,96	90,40	40,43	1,23	0,127	1,22	0,47	0,049	0,47
17	5	Verão	Seco	64,28	4,82	35,28	91,74	41,03	1,16	0,117	1,09	0,43	0,043	0,41
18	1	Verão	Seco	56,28	4,52	37,11	92,37	41,31	1,11	0,108	0,98	0,50	0,049	0,44
18	2	Verão	Seco	59,41	4,41	34,95	91,44	40,89	1,17	0,108	1,03	0,49	0,045	0,43
18	3	Verão	Seco	59,79	4,26	38,60	92,42	41,33	1,07	0,103	0,97	0,45	0,043	0,40
18	4	Verão	Seco	57,83	4,45	40,85	92,62	41,42	1,01	0,108	0,93	0,44	0,047	0,40
18	5	Verão	Seco	57,87	4,74	31,98	90,76	40,59	1,27	0,117	1,03	0,55	0,051	0,45
19	1	Outono	Seco	58,66	4,57	35,48	91,97	41,13	1,16	0,117	1,11	0,49	0,049	0,46
19	2	Outono	Seco	51,62	4,56	37,95	90,93	40,67	1,07	0,112	1,01	0,53	0,055	0,49
19	3	Outono	Seco	56,76	4,34	33,85	91,07	40,73	1,20	0,122	1,17	0,53	0,054	0,51
19	4	Outono	Seco	53,49	4,49	35,17	92,34	41,30	1,17	0,122	1,06	0,55	0,058	0,50
19	5	Outono	Seco	57,41	4,39	31,97	91,26	40,82	1,28	0,122	1,18	0,55	0,053	0,51
20	1	Outono	Seco	47,96	5,06	39,86	92,91	41,55	1,04	0,122	1,03	0,55	0,065	0,55
20	2	Outono	Seco	52,14	4,68	35,05	92,57	41,40	1,18	0,127	1,07	0,58	0,062	0,52
20	3	Outono	Seco	51,62	4,89	36,42	92,03	41,16	1,13	0,117	0,99	0,56	0,058	0,49
20	4	Outono	Seco	47,29	4,82	38,32	93,08	41,63	1,09	0,122	1,03	0,58	0,066	0,55
20	5	Outono	Seco	51,71	4,81	34,22	92,06	41,17	1,20	0,127	1,07	0,59	0,063	0,53
21	1	Outono	Seco	63,04	4,25	33,24	91,62	40,98	1,23	0,122	1,36	0,46	0,046	0,51
21	2	Outono	Seco	52,84	4,53	34,34	92,40	41,32	1,20	0,122	1,18	0,58	0,059	0,57
21	3	Outono	Seco	52,87	4,54	35,47	91,96	41,13	1,16	0,117	1,13	0,56	0,056	0,54

**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(-- % matéria seca --)					(-- % matéria natural --)		
21	4	Outono	Seco	49,07	4,75	33,82	92,11	41,19	1,22	0,122	1,21	0,63	0,063	0,62
21	5	Outono	Seco	55,14	4,33	36,22	92,71	41,46	1,14	0,127	1,21	0,52	0,058	0,55
22	1	Outono	Seco	54,60	4,78	35,65	92,13	41,20	1,16	0,112	0,98	0,53	0,052	0,45
22	2	Outono	Seco	55,44	4,75	37,05	92,12	41,20	1,11	0,103	0,98	0,50	0,047	0,45
22	3	Outono	Seco	53,77	4,98	37,88	92,93	41,56	1,10	0,117	1,16	0,52	0,055	0,55
22	4	Outono	Seco	57,44	4,52	31,97	92,03	41,16	1,29	0,122	1,22	0,56	0,053	0,53
22	5	Outono	Seco	53,46	4,88	33,76	91,66	40,99	1,21	0,112	1,06	0,58	0,053	0,50
23	1	Outono	Seco	40,84	6,04	35,31	92,41	41,33	1,17	0,108	1,03	0,70	0,065	0,62
23	2	Outono	Seco	40,23	5,60	41,17	92,92	41,56	1,01	0,112	0,93	0,61	0,068	0,57
23	3	Outono	Seco	39,74	5,14	35,11	89,59	40,07	1,14	0,112	1,08	0,70	0,069	0,66
23	4	Outono	Seco	44,02	5,78	41,51	92,33	41,29	0,99	0,108	0,98	0,57	0,061	0,56
23	5	Outono	Seco	46,62	5,37	34,15	91,60	40,97	1,20	0,112	1,08	0,65	0,061	0,59
24	1	Outono	Seco	54,88	4,79	39,92	92,45	41,35	1,04	0,122	1,13	0,48	0,057	0,53
24	2	Outono	Seco	48,08	5,29	34,54	91,80	41,05	1,19	0,132	1,18	0,64	0,071	0,63
24	3	Outono	Seco	58,30	4,45	36,71	91,87	41,09	1,12	0,117	1,08	0,48	0,051	0,47
24	4	Outono	Seco	54,98	4,61	37,68	91,95	41,12	1,09	0,103	1,11	0,52	0,049	0,52
24	5	Outono	Seco	54,14	4,50	34,48	91,64	40,98	1,19	0,117	1,18	0,57	0,056	0,57
25	1	Outono	Seco	58,09	4,60	32,53	91,52	40,93	1,26	0,132	1,02	0,54	0,056	0,44
25	2	Outono	Seco	54,05	4,53	35,10	91,12	40,75	1,16	0,196	0,93	0,54	0,092	0,44
25	3	Outono	Seco	54,68	4,51	31,00	90,09	40,29	1,30	0,308	0,96	0,60	0,142	0,44
25	4	Outono	Seco	53,70	4,73	31,22	90,73	40,58	1,30	0,132	1,08	0,61	0,062	0,51
25	5	Outono	Seco	57,36	4,50	-	-	-	1,14	0,122	0,88	0,50	0,053	0,38
26	1	Outono	Seco	56,55	4,60	32,74	91,58	40,96	1,25	0,132	1,08	0,56	0,059	0,48
26	2	Outono	Seco	60,37	4,53	34,04	91,52	40,93	1,20	0,122	1,08	0,49	0,049	0,44
26	3	Outono	Seco	57,57	4,93	35,52	91,63	40,98	1,15	0,117	1,02	0,50	0,051	0,44
26	4	Outono	Seco	60,22	4,43	32,15	91,44	40,89	1,27	0,127	1,05	0,51	0,051	0,42

**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(------ % matéria seca -----)					(-- % matéria natural --)		
26	5	Outono	Seco	61,00	4,48	33,25	91,48	40,91	1,23	0,127	1,05	0,49	0,050	0,42
27	1	Outono	Seco	67,17	4,34	31,98	90,95	40,68	1,27	0,108	0,85	0,43	0,036	0,28
27	2	Outono	Seco	64,37	4,25	33,87	90,01	40,26	1,19	0,108	0,83	0,43	0,039	0,30
27	3	Outono	Seco	62,63	4,37	31,53	90,65	40,54	1,29	0,127	0,81	0,49	0,049	0,31
27	4	Outono	Seco	62,50	4,54	36,21	91,73	41,02	1,13	0,098	0,75	0,43	0,037	0,29
27	5	Outono	Seco	64,98	4,48	30,75	90,32	40,39	1,31	0,103	0,82	0,47	0,037	0,29
28	1	Inverno	Seco/chuvoso	55,61	4,51	29,17	91,03	40,71	1,40	0,137	1,17	0,62	0,061	0,61
28	2	Inverno	Seco/chuvoso	53,30	4,65	32,29	91,60	40,96	1,27	0,125	1,02	0,60	0,059	0,57
28	3	Inverno	Seco/chuvoso	57,74	4,64	30,08	91,04	40,72	1,35	0,127	1,11	0,58	0,054	0,57
28	4	Inverno	Seco/chuvoso	57,80	4,31	33,01	92,60	41,41	1,25	0,128	1,28	0,53	0,055	0,54
28	5	Inverno	Seco/chuvoso	62,84	4,38	30,53	91,61	40,97	1,34	0,127	1,24	0,50	0,047	0,47
29	1	Inverno	Seco/chuvoso	54,32	4,70	35,35	91,38	40,87	1,16	0,110	1,09	0,54	0,051	0,51
29	2	Inverno	Seco/chuvoso	54,97	4,87	40,26	92,64	41,43	1,03	0,113	0,93	0,47	0,052	0,43
29	3	Inverno	Seco/chuvoso	50,12	4,51	37,98	90,99	40,69	1,07	0,117	1,04	0,54	0,059	0,53
29	4	Inverno	Seco/chuvoso	49,72	4,69	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00
29	5	Inverno	Seco/chuvoso	52,87	5,02	37,97	92,81	41,51	1,09	0,112	0,93	0,53	0,054	0,45
30	1	Inverno	Chuvoso	53,68	5,04	34,61	92,20	41,23	1,19	0,128	1,06	0,56	0,061	0,50
30	2	Inverno	Chuvoso	53,27	4,61	32,79	91,99	41,14	1,25	0,133	1,06	0,60	0,064	0,50
30	3	Inverno	Chuvoso	56,30	4,95	30,50	89,90	40,21	1,32	0,540	0,94	0,59	-	0,42
30	4	Inverno	Chuvoso	60,23	4,55	37,36	93,03	41,61	1,11	0,113	0,93	0,45	0,046	0,38
30	5	Inverno	Chuvoso	56,29	4,54	28,98	91,83	41,07	1,42	0,140	1,14	0,64	0,063	0,51
31	1	Inverno	Chuvoso	56,41	4,73	29,41	90,86	40,64	1,38	0,181	1,08	0,62	0,080	0,48
31	2	Inverno	Chuvoso	56,93	4,56	30,26	90,61	40,52	1,34	0,191	1,20	0,59	0,084	0,53
31	3	Inverno	Chuvoso	59,22	4,85	30,05	90,95	40,67	1,35	0,157	1,10	0,56	0,065	0,46
31	4	Inverno	Chuvoso	57,58	5,07	29,05	90,20	40,34	1,39	0,169	1,22	0,60	0,073	0,53
31	5	Inverno	Chuvoso	57,31	4,79	29,12	91,31	40,84	1,40	0,149	1,04	0,61	0,065	0,45



**Tabela 1.B** – Características físicas e químicas de todas as 180 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 8 dias de compostagem.

Leira	Amostra composta	Estação montagem	Período de compostagem	C. água (%)	pH	CO/N	MO	CO	N	P	K	N	P	K
							(% matéria seca)					(% matéria natural)		
32	1	Inverno	Chuvoso	60,01	4,66	38,43	90,94	40,67	1,06	0,131	0,98	0,43	0,053	0,40
32	2	Inverno	Chuvoso	58,96	4,87	-	-	-	1,09	0,127	0,89	0,46	0,053	0,37
32	3	Inverno	Chuvoso	56,72	4,88	38,18	92,73	41,47	1,09	0,124	0,94	0,48	0,055	0,42
32	4	Inverno	Chuvoso	53,85	4,77	36,81	92,85	41,53	1,13	0,129	1,02	0,53	0,061	0,48
32	5	Inverno	Chuvoso	52,39	4,70	35,21	92,13	41,20	1,17	0,124	0,97	0,57	0,060	0,47
33	1	Inverno	Chuvoso	39,58	5,56	38,60	92,55	41,39	1,07	0,165	0,82	0,66	0,101	0,50
33	2	Inverno	Chuvoso	51,01	5,15	35,24	92,74	41,48	1,18	0,124	0,93	0,59	0,062	0,47
33	3	Inverno	Chuvoso	46,33	5,30	37,56	86,54	38,70	1,03	0,129	0,93	0,56	0,071	0,51
33	4	Inverno	Chuvoso	55,45	5,30	32,37	91,76	41,04	1,27	0,126	0,99	0,58	0,057	0,45
33	5	Inverno	Chuvoso	45,05	5,39	35,77	92,47	41,36	1,16	0,122	0,99	0,65	0,069	0,56
34	1	Inverno	Chuvoso	45,57	6,17	32,51	91,41	40,88	1,26	0,132	0,98	0,70	0,074	0,55
34	2	Inverno	Chuvoso	39,10	6,29	31,96	91,87	41,08	1,29	0,131	1,03	0,80	0,081	0,64
34	3	Inverno	Chuvoso	41,60	6,41	31,56	91,70	41,01	1,30	0,139	1,17	0,78	0,083	0,69
34	4	Inverno	Chuvoso	43,96	6,12	32,51	91,42	40,88	1,26	0,131	1,00	0,72	0,075	0,58
34	5	Inverno	Chuvoso	45,49	6,22	31,60	91,82	41,07	1,30	0,129	1,07	0,73	0,072	0,59
35	1	Inverno	Chuvoso	40,84	5,30	33,68	92,60	41,41	1,23	0,120	0,92	0,74	0,072	0,55
35	2	Inverno	Chuvoso	44,76	5,03	31,20	92,61	41,42	1,33	0,134	1,02	0,75	0,075	0,57
35	3	Inverno	Chuvoso	43,29	5,05	29,61	91,58	40,96	1,38	0,131	0,92	0,80	0,075	0,53
35	4	Inverno	Chuvoso	42,84	4,93	31,42	92,28	41,27	1,31	0,126	0,99	0,76	0,073	0,58
35	5	Inverno	Chuvoso	41,61	5,25	30,18	91,46	40,90	1,36	0,129	1,05	0,81	0,077	0,63
36	1	Inverno	Chuvoso	50,71	5,24	34,70	92,43	41,34	1,19	0,118	0,93	0,60	0,060	0,47
36	2	Inverno	Chuvoso	49,08	4,95	30,32	92,14	41,21	1,36	0,148	1,11	0,71	0,077	0,58
36	3	Inverno	Chuvoso	48,84	5,15	35,00	92,69	41,45	1,18	0,128	0,87	0,62	0,067	0,45
36	4	Inverno	Chuvoso	47,32	5,20	34,49	92,42	41,33	1,20	0,123	0,90	0,65	0,067	0,49
36	5	Inverno	Chuvoso	49,61	4,78	31,82	91,23	40,80	1,28	0,137	0,99	0,66	0,070	0,51

CO: carbono orgânico; MO: matéria orgânica; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total. Nota: células em branco = dados perdidos.

**Tabela 2.B** – Características físicas, químicas e físico-químicas de todas as 144 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso).

Leira	Amostra composta	C. água (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	CTC	CTC/CO	MO CO N P K					N P K		
								(----- % matéria seca -----)					(---- % matéria natural ----)		
1	1	63,30	8,42	9,24	23,31	729	19,1	85,66	38,19	1,64	0,26	1,54	0,62	0,097	0,58
1	2	56,55	8,32	9,18	22,35	759	20,5	83,20	37,09	1,66	0,22	1,42	0,74	0,097	0,64
1	3	55,24	8,40	9,12	21,06	779	21,0	83,06	37,03	1,76	0,24	1,53	0,81	0,112	0,71
1	4	55,43	8,44	9,17	22,45	774	20,7	83,90	37,40	1,67	0,23	1,57	0,77	0,104	0,72
2	1	56,11	8,42	9,20	18,76	809	22,3	81,17	36,19	1,93	0,28	1,57	0,88	0,127	0,71
2	2	51,33	8,31	9,17	18,51	868	24,3	80,06	35,69	1,93	0,27	1,58	0,97	0,136	0,80
2	3	53,14	8,24	9,10	17,88	860	24,0	80,46	35,87	2,01	0,28	1,73	0,97	0,136	0,84
2	4	53,25	8,37	9,18	17,75	831	23,9	77,93	34,75	1,96	0,32	1,44	0,95	0,154	0,70
3	1	51,92	8,26	9,09	19,78	826	22,8	81,12	36,16	1,83	0,32	1,34	0,90	0,157	0,66
3	2	54,91	8,18	9,16	17,86	873	24,7	79,10	35,27	1,98	0,26	1,33	0,91	0,118	0,62
3	3	55,10	8,18	9,05	17,18	890	25,7	77,79	34,68	2,02	0,26	1,41	0,93	0,122	0,65
3	4	48,19	8,28	9,06	17,67	875	25,5	77,11	34,38	1,95	0,29	1,34	1,03	0,154	0,71
4	1	51,71	8,21	9,27	19,80	883	23,8	83,17	37,08	1,87	0,27	1,35	0,93	0,133	0,67
4	2	49,62	8,17	9,12	19,97	853	23,0	83,24	37,11	1,86	0,27	1,28	0,97	0,142	0,66
4	3	56,04	8,11	9,13	18,59	890	25,6	78,08	34,81	1,87	0,26	1,29	0,85	0,119	0,59
4	4	56,52	8,01	9,04	19,27	925	25,4	81,58	36,37	1,89	0,30	1,28	0,85	0,133	0,57
5	1	58,68	8,29	9,19	20,51	715	21,1	76,04	33,90	1,65	0,22	0,95	0,71	0,094	0,41
5	2	54,29	8,27	9,17	22,71	724	20,4	79,74	35,55	1,57	0,20	1,00	0,74	0,096	0,47
5	3	56,79	8,21	9,11	21,36	781	22,5	77,82	34,69	1,62	0,23	1,01	0,73	0,104	0,45
5	4	55,89	8,27	9,07	21,34	749	21,1	79,81	35,58	1,67	0,21	1,04	0,76	0,095	0,47
6	1	54,85	8,33	9,17	21,92	811	22,2	82,00	36,56	1,67	0,25	1,20	0,78	0,118	0,56
6	2	57,62	8,30	9,20	20,73	860	23,5	82,30	36,69	1,77	0,21	1,18	0,78	0,094	0,52
6	3	53,69	8,34	9,07	21,18	809	22,3	81,30	36,25	1,71	0,21	1,15	0,82	0,102	0,55
6	4	53,60	8,41	9,20	19,69	860	23,2	83,34	37,16	1,89	0,20	1,15	0,90	0,097	0,55
7	1	49,09	8,01	8,76	21,58	900	23,7	85,15	37,96	1,76	0,20	1,21	0,92	0,106	0,63
7	2	52,03	8,10	8,94	20,89	855	22,7	84,49	37,67	1,80	0,21	1,24	0,89	0,103	0,61

**Tabela 2.B** – Características físicas, químicas e físico-químicas de todas as 144 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso).

Leira	Amostra composta	C. água (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	CTC	CTC/CO	MO CO N P K					N P K		
								(----- % matéria seca -----)					(---- % matéria natural ----)		
7	3	51,87	8,13	8,97	23,45	825	21,8	84,85	37,83	1,61	0,18	1,16	0,80	0,091	0,57
7	4	53,57	8,22	9,00	20,96	870	23,4	83,39	37,18	1,77	0,28	1,18	0,85	0,133	0,56
8	1	53,82	8,17	8,99	20,98	875	23,0	85,53	38,13	1,82	0,28	1,21	0,86	0,133	0,58
8	2	57,26	8,00	8,93	21,43	910	23,7	85,97	38,33	1,79	0,21	1,06	0,79	0,091	0,47
8	3	55,06	7,98	8,82	21,93	870	22,6	86,55	38,59	1,76	0,20	1,10	0,81	0,093	0,51
8	4	52,08	8,16	8,91	22,05	910	23,7	86,28	38,46	1,74	0,19	1,25	0,86	0,096	0,62
9	1	47,25	8,13	8,92	21,58	820	21,6	85,15	37,96	1,76	0,29	1,19	0,95	0,157	0,64
9	2	49,70	8,28	9,02	19,23	945	25,2	84,08	37,49	1,95	0,28	1,29	1,01	0,145	0,66
9	3	44,10	8,16	8,86	20,02	920	24,5	84,25	37,56	1,88	0,27	1,23	1,07	0,155	0,70
9	4	48,23	8,17	8,87	18,33	952	26,4	80,77	36,01	1,96	0,30	1,48	1,04	0,157	0,79
10	1	41,78	7,98	8,74	20,55	860	24,0	80,43	35,86	1,74	0,19	1,12	1,04	0,113	0,67
10	2	52,13	8,07	8,95	20,71	845	23,8	79,69	35,53	1,72	0,24	1,08	0,84	0,118	0,53
10	3	41,48	8,04	8,87	21,39	825	23,1	80,19	35,75	1,67	0,18	1,13	1,00	0,108	0,68
10	4	46,61	8,07	9,03	19,49	925	25,7	80,75	36,00	1,85	0,20	1,21	1,01	0,109	0,66
11	1	25,11	7,44	8,21	19,53	803	21,4	84,13	37,51	1,92	0,25	1,51	1,49	0,192	1,17
11	2	38,70	7,60	8,40	18,99	840	22,5	83,66	37,30	1,96	0,24	1,45	1,25	0,151	0,92
11	3	26,65	7,49	8,11	19,17	830	22,7	81,92	36,52	1,91	0,29	1,55	1,45	0,217	1,17
11	4	38,45	7,54	8,37	21,49	761	20,3	84,11	37,50	1,74	0,30	1,35	1,11	0,188	0,86
12	1	40,34	8,09	8,81	17,08	972	28,4	76,81	34,24	2,00	0,28	1,55	1,22	0,169	0,94
12	2	40,69	8,01	8,87	17,58	947	27,1	78,48	34,99	1,99	0,30	1,53	1,21	0,180	0,93
12	3	40,11	8,07	8,91	17,76	972	27,2	80,13	35,72	2,01	0,28	1,55	1,23	0,172	0,95
12	4	34,28	8,01	8,72	18,81	912	25,7	79,61	35,49	1,89	0,28	1,50	1,27	0,186	1,00
13	1	33,85	7,70	8,40	19,47	850	22,7	84,07	37,48	1,93	0,23	1,72	1,31	0,158	1,17
13	2	21,29	7,52	8,21	18,04	845	22,9	82,96	36,99	2,05	0,26	1,71	1,65	0,211	1,38
13	3	27,12	7,59	8,32	17,44	880	24,1	81,85	36,49	2,09	0,28	1,77	1,57	0,211	1,33
13	4	20,64	7,49	8,18	19,97	815	21,4	85,63	38,18	1,91	0,22	1,71	1,56	0,182	1,39

**Tabela 2.B** – Características físicas, químicas e físico-químicas de todas as 144 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso).

Leira	Amostra composta	C. água (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	CTC	CTC/CO	MO CO N P K					N P K		
								(----- % matéria seca -----)					(---- % matéria natural ----)		
14	1	49,57	7,94	8,77	19,25	845	23,1	81,92	36,52	1,90	0,23	1,71	0,98	0,118	0,88
14	2	51,35	7,98	8,85	20,77	875	23,4	83,88	37,40	1,80	0,22	1,70	0,90	0,109	0,85
14	3	42,15	7,96	8,73	20,12	806	21,9	82,52	36,79	1,83	0,22	1,58	1,08	0,130	0,94
14	4	44,68	7,79	8,59	21,50	791	21,6	82,14	36,62	1,70	0,21	1,65	0,97	0,118	0,93
15	1	48,97	7,97	8,82	23,00	820	21,3	86,53	38,58	1,68	0,22	1,43	0,87	0,116	0,74
15	2	52,48	7,84	8,64	19,05	870	23,0	84,94	37,87	1,99	0,21	1,42	0,96	0,103	0,69
15	3	49,32	7,86	8,61	23,23	823	21,3	86,68	38,65	1,66	0,23	1,37	0,86	0,118	0,71
15	4	33,19	7,80	8,45	21,87	870	22,8	85,76	38,23	1,75	0,23	1,56	1,19	0,155	1,06
16	1	45,37	8,15	8,95	19,43	870	24,1	81,10	36,16	1,86	0,25	1,77	1,03	0,137	0,98
16	2	41,82	7,97	8,82	18,46	890	24,3	82,29	36,69	1,99	0,25	1,87	1,17	0,146	1,10
16	3	50,70	8,21	8,98	19,57	730	22,2	73,64	32,83	1,68	0,26	1,53	0,84	0,131	0,77
16	4	39,67	7,99	8,78	19,42	890	23,7	84,15	37,51	1,93	0,25	1,58	1,18	0,153	0,97
17	1	46,40	8,19	8,92	20,38	810	22,0	82,49	36,78	1,80	0,25	1,52	0,99	0,137	0,84
17	2	48,90	8,30	9,07	18,72	825	24,2	76,36	34,05	1,82	0,26	1,53	0,95	0,138	0,80
17	3	50,57	8,24	9,11	19,04	835	22,9	81,87	36,50	1,92	0,24	1,47	0,97	0,121	0,74
17	4	50,75	8,38	9,14	18,01	765	24,5	70,06	31,24	1,73	0,26	1,41	0,87	0,131	0,71
18	1	39,35	7,79	8,66	19,89	873	23,1	84,89	37,85	1,90	0,25	1,50	1,18	0,155	0,93
18	2	36,19	7,80	8,47	19,45	900	24,0	84,28	37,57	1,93	0,26	1,31	1,26	0,172	0,86
18	3	34,62	7,70	8,43	19,02	910	24,1	84,81	37,81	1,99	0,28	1,31	1,33	0,186	0,88
18	4	31,66	7,61	8,28	18,07	930	25,0	83,44	37,20	2,06	0,25	1,84	1,44	0,179	1,29
19	1	27,22	7,82	8,46	22,50	765	19,4	88,23	39,33	1,75	0,20	2,05	1,30	0,150	1,53
19	2	29,55	7,79	8,44	22,21	780	20,0	87,42	38,98	1,76	0,21	2,02	1,27	0,154	1,46
19	3	29,11	7,87	8,43	18,99	856	22,4	85,86	38,28	2,02	0,25	2,09	1,47	0,181	1,52
19	4	28,06	7,80	8,42	20,31	802	20,7	86,71	38,66	1,90	0,24	2,10	1,40	0,176	1,55
20	1	39,32	7,98	8,62	22,66	794	20,4	87,16	38,86	1,72	0,23	1,95	1,07	0,145	1,21
20	2	36,78	7,83	8,50	22,08	799	20,5	87,38	38,96	1,76	0,24	1,90	1,14	0,153	1,23

**Tabela 2.B** – Características físicas, químicas e físico-químicas de todas as 144 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso).

Leira	Amostra composta	C. água (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	CTC	CTC/CO	MO CO N P K					N P K		
								(----- % matéria seca -----)					(---- % matéria natural ----)		
20	3	39,49	7,93	8,59	19,74	847	22,1	85,82	38,26	1,94	0,27	2,05	1,20	0,168	1,27
20	4	37,29	7,84	8,50	21,04	809	21,2	85,56	38,15	1,81	0,24	1,89	1,16	0,156	1,21
21	1	40,80	8,14	8,82	19,98	811	21,2	85,94	38,32	1,92	0,23	1,88	1,17	0,142	1,14
21	2	39,08	7,99	8,71	21,62	762	19,7	86,55	38,59	1,78	0,21	1,80	1,12	0,134	1,13
21	3	42,09	8,31	9,02	23,02	742	18,9	88,18	39,31	1,71	0,20	1,81	1,02	0,119	1,08
21	4	41,89	8,04	8,77	-	789	-	-	-	1,83	0,21	1,84	1,10	0,129	1,10
22	1	22,59	7,42	8,05	21,57	707	18,5	85,70	38,21	1,77	0,24	1,50	1,40	0,190	1,19
22	2	21,94	7,42	8,04	25,51	707	18,1	87,75	39,12	1,53	0,19	1,28	1,22	0,153	1,02
22	3	21,48	7,42	8,04	21,95	705	18,3	86,52	38,57	1,76	0,23	1,55	1,41	0,186	1,25
22	4	22,00	7,40	8,01	22,86	722	18,6	87,23	38,89	1,70	0,20	1,50	1,35	0,161	1,20
23	1	22,89	7,03	7,78	26,51	614	15,9	86,41	38,53	1,45	0,15	1,04	1,15	0,120	0,82
23	2	22,22	7,13	7,82	26,71	599	15,1	89,16	39,75	1,49	0,16	1,08	1,19	0,126	0,86
23	3	32,37	7,28	8,01	23,20	712	18,3	87,26	38,90	1,68	0,17	1,15	1,16	0,121	0,80
23	4	22,77	7,11	7,75	24,11	707	18,1	87,65	39,08	1,62	0,17	1,14	1,28	0,136	0,90
24	1	50,79	8,20	8,87	22,65	722	18,5	87,68	39,09	1,73	0,20	1,29	0,88	0,104	0,66
24	2	50,45	8,22	8,88	22,01	710	18,5	86,21	38,43	1,75	0,27	1,34	0,89	0,136	0,68
24	3	52,99	8,31	9,00	23,04	688	18,0	85,91	38,30	1,66	0,19	1,35	0,80	0,093	0,65
24	4	54,58	8,25	9,01	21,28	749	19,2	87,35	38,94	1,83	0,21	1,29	0,86	0,099	0,60
25	1	51,67	8,57	9,28	22,03	806	21,1	85,86	38,28	1,74	0,23	1,54	0,86	0,115	0,76
25	2	53,71	8,54	9,29	20,91	767	20,0	86,11	38,39	1,84	0,23	1,48	0,87	0,111	0,70
25	3	44,45	8,36	9,03	21,48	767	20,1	85,74	38,23	1,78	0,23	1,55	1,01	0,130	0,88
25	4	50,10	8,49	9,25	18,92	826	22,2	83,58	37,26	1,97	0,26	1,61	1,00	0,134	0,82
26	1	53,74	8,99	9,63	19,42	855	22,8	84,22	37,55	1,93	0,24	1,89	0,92	0,113	0,90
26	2	54,50	8,97	9,58	20,07	828	21,8	85,15	37,96	1,89	0,23	1,81	0,89	0,109	0,85
26	3	55,36	8,93	9,61	19,62	828	22,1	84,20	37,54	1,91	0,23	1,74	0,88	0,104	0,80
26	4	55,57	9,05	9,66	19,25	870	23,0	84,72	37,77	1,96	0,22	1,79	0,90	0,102	0,82

**Tabela 2.B** – Características físicas, químicas e físico-químicas de todas as 144 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso).

Leira	Amostra composta	C. água (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	CTC	CTC/CO	MO CO N P K					N P K		
								(----- % matéria seca -----)					(---- % matéria natural ----)		
27	1	49,76	8,77	9,52	18,14	897	24,4	82,41	36,74	2,03	0,26	1,45	1,04	0,132	0,75
27	2	48,50	8,71	9,46	17,73	895	24,3	82,50	36,78	2,07	0,24	1,49	1,10	0,128	0,79
27	3	44,78	8,64	9,44	17,84	914	24,7	83,02	37,01	2,07	0,23	1,50	1,18	0,130	0,85
27	4	48,82	8,54	9,40	17,90	912	24,7	82,70	36,87	2,06	0,24	1,50	1,08	0,126	0,79
28	1	66,15	8,62	-	22,73	802	21,2	84,92	37,86	1,67	0,32	1,86	0,58	0,112	0,64
28	2	67,81	8,52	-	22,10	746	19,6	85,35	38,05	1,72	0,25	1,81	0,57	0,082	0,60
28	3	65,71	8,48	-	19,95	866	23,1	83,94	37,42	1,88	0,27	2,00	0,66	0,095	0,70
28	4	62,90	8,54	-	20,52	839	22,3	84,42	37,64	1,83	0,27	1,96	0,70	0,103	0,75
29	1	61,18	8,80	9,52	20,52	817	22,7	80,87	36,06	1,76	0,28	2,13	0,70	0,109	0,84
29	2	64,49	8,72	9,58	20,38	836	22,5	83,53	37,24	1,83	0,26	1,96	0,66	0,096	0,71
29	3	64,16	8,71	9,54	20,11	827	22,1	83,99	37,45	1,86	0,26	1,89	0,68	0,096	0,69
29	4	58,87	8,65	9,40	20,02	841	22,6	83,63	37,29	1,86	0,27	2,16	0,78	0,114	0,91
30	1	57,23	8,69	9,62	19,77	827	22,0	84,45	37,65	1,90	0,28	2,09	0,84	0,122	0,92
30	2	55,43	8,58	9,55	19,64	783	20,9	83,88	37,39	1,90	0,34	1,96	0,87	0,157	0,90
30	3	56,62	8,68	9,54	18,60	807	22,1	81,78	36,46	1,96	0,29	1,99	0,87	0,128	0,89
30	4	61,71	8,53	9,64	19,91	785	20,6	85,34	38,05	1,91	0,30	1,87	0,75	0,118	0,73
31	1	63,83	8,66	9,60	-	831	-	-	-	2,04	0,35	2,20	0,76	0,131	0,82
31	2	64,35	8,67	9,57	17,52	851	23,8	80,31	35,81	2,04	0,39	2,40	0,75	0,143	0,88
31	3	65,15	8,61	9,62	17,13	856	23,7	80,97	36,10	2,11	0,42	2,16	0,76	0,149	0,77
31	4	64,82	8,47	9,61	17,33	846	23,5	80,83	36,04	2,08	0,37	2,13	0,75	0,135	0,77
32	1	66,00	8,59	9,28	18,57	879	23,4	84,24	37,56	2,02	0,29	1,91	0,70	0,101	0,66
32	2	65,53	8,73	9,17	18,54	879	23,5	83,85	37,38	2,02	0,35	2,16	0,71	0,123	0,76
32	3	65,21	8,74	9,13	18,94	886	23,8	83,55	37,25	1,97	0,31	2,20	0,70	0,111	0,78
32	4	70,04	8,54	8,92	19,58	849	22,6	84,23	37,55	1,92	0,28	1,80	0,59	0,087	0,55
33	1	55,18	8,01	9,00	18,83	815	21,4	85,45	38,10	2,02	0,29	1,93	0,93	0,133	0,89
33	2	59,34	8,21	9,16	18,04	864	23,0	84,12	37,50	2,08	0,28	1,94	0,87	0,119	0,81

**Tabela 2.B** – Características físicas, químicas e físico-químicas de todas as 144 amostras compostas coletadas nas 36 leiras monitoradas na unidade de compostagem municipal de Belo Horizonte, aos 120 dias de compostagem (composto pronto para uso).

Leira	Amostra composta	C. água (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	CO/N	CTC	CTC/CO	MO CO N P K					N P K		
								(----- % matéria seca -----)					(---- % matéria natural ----)		
33	3	54,61	8,10	9,04	17,83	871	23,0	85,08	37,93	2,13	0,29	2,04	1,00	0,135	0,95
33	4	55,32	8,12	8,99	18,15	822	21,9	84,34	37,60	2,07	0,28	2,11	0,96	0,130	0,97
34	1	66,82	8,54	9,35	17,08	984	26,7	82,60	36,83	2,16	0,31	2,48	0,74	0,106	0,85
34	2	60,16	8,52	9,26	16,56	935	25,5	82,39	36,73	2,22	0,35	2,40	0,91	0,143	0,99
34	3	55,50	8,31	9,04	16,71	955	25,8	82,91	36,96	2,21	0,32	2,40	1,01	0,148	1,10
34	4	58,52	8,43	9,17	17,05	945	25,4	83,51	37,23	2,18	0,34	2,36	0,94	0,145	1,01
35	1	63,37	8,69	9,47	15,53	1046	28,8	81,45	36,32	2,34	0,32	2,11	0,89	0,122	0,80
35	2	66,52	8,71	9,45	15,47	1100	30,1	82,09	36,60	2,37	0,31	2,29	0,82	0,109	0,79
35	3	61,90	8,62	9,36	15,21	1110	30,4	81,92	36,52	2,40	0,35	2,25	0,95	0,138	0,89
35	4	66,70	8,67	9,44	14,97	1110	30,4	81,78	36,46	2,44	0,33	2,22	0,84	0,114	0,76
36	1	59,86	8,50	9,39	16,43	933	25,1	83,33	37,15	2,26	0,30	2,18	0,94	0,124	0,90
36	2	54,97	8,49	9,23	15,88	970	26,4	82,28	36,68	2,31	0,33	2,43	1,07	0,152	1,13
36	3	56,85	8,44	9,23	16,02	970	26,2	83,01	37,01	2,31	0,30	2,34	1,03	0,133	1,04
36	4	55,70	8,33	9,12	15,73	977	26,3	83,46	37,21	2,37	0,34	2,30	1,08	0,155	1,05

CO: carbono orgânico; MO: matéria orgânica; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; CTC: capacidade de troca de cátions. Nota: células em branco = dados perdidos.