

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS**

**MARIZA FERNANDA POWER REIS**

**Orientador: Francisco R. A. Bidone**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia.

Porto Alegre, julho de 2005.

*Ao meu marido Mauro Rodrigues Reis e minha mãe Zilda Barcelos Power pelo apoio e carinho recebidos nestes anos e ao meu pai Guilherme Ruas Power pela saudade e certeza que está feliz por este momento.*

*“Aprender é a única coisa de que a mente nunca se cansa,  
nunca tem medo e nunca se arrepende”*

*Leonardo da Vinci*

*“Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que  
ensina”*

*Cora Coralina*

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob orientação do Professor Francisco Ricardo Andrade Bidone.

Agradecimentos são devidos à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pela concessão de recursos necessários ao desenvolvimento desta pesquisa através do Programa de Saneamento Básico (PROSAB) e ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana pelo apoio financeiro em parte das análises laboratoriais, disponibilização da Unidade de Triagem e Compostagem (UTC) e mão de obra para a montagem e operação dos experimentos.

Agradecimento especial ao meu orientador Francisco R. A. Bidone pela contribuição valiosa na elaboração deste trabalho, bem como pelo apoio moral e incentivador durante as fases difíceis para conciliar a vida profissional, particular e de doutorado.

Aos professores do IPH meus agradecimentos pelos conhecimentos transmitidos durante o curso e em especial à Professora Carmem Castro pelo apoio recebido e ao professor Gino Roberto Gehling pela colaboração. Aos funcionários do IPH, principalmente à Mara Regina R. Domingues, pela colaboração durante o período das análises laboratoriais, a secretária da pós graduação Nadir Bueno Solare e bibliotecária Jussara Silva pelo apoio. Agradeço também aos estagiários bolsistas que auxiliaram no laboratório, em especial à estagiária Danielle P. M. dos Santos pelo interesse e participação na pesquisa.

Aos colegas do IPH, agradeço especialmente a Ane Loudes de O. Jaworowski, Beatriz Stoll e Luciane F. de Souza que colaboraram e apoiaram na montagem e relatórios dos experimentos.

Agradeço o apoio do Laboratório de Solos da Agronomia da UFRGS, em especial à Luis Antônio Silveira e Lisandra Colombo pela atenção especial nas análises dos substratos orgânicos utilizados na pesquisa.

Agradeço aos servidores da UTC que de alguma forma contribuíram para a elaboração deste trabalho, em especial à Luis Carlos Romano dos Santos e Paulo Guimarães que sempre colaboraram nas coletas e montagem dos experimentos.

Agradeço aos colegas da Divisão de Destino Final do DMLU que me apoiaram para que eu concluísse esta pesquisa, em especial à Ana Maia, Rosa Ellwanger, Juliane Berber, Andiara, Adriane Alves, Eduardo Fleck e Simone B. Gutkoski pelo incentivo, amizade e colaboração.

Finalmente agradeço a minha família pelo apoio de sempre, meus irmãos Sara, Luis Fernando e João Gilberto, minha tia Nina, meu sogro Wolmir (*in memoriam*) e principalmente a meus filhos Marcelo e Maiara e minha querida mãe pelo amor e carinho. E como agradecimento especial, dedico esta conquista ao meu querido marido pelo apoio, carinho, paciência e amor dedicados ao longo destes anos.

## RESUMO

A crescente produção de resíduos sólidos urbanos e a escassez de áreas para uma destinação final tecnicamente adequada, via implantação de aterros sanitários, faz com que tome importância a técnica de tratamento de resíduos sólidos orgânicos através das compostagem/vermicompostagem.

Nesta pesquisa, foi realizada a avaliação destes processos, tendo sido observadas principalmente a influência da aeração e da umidade no desempenho destas técnicas de tratamento, em leiras de pequenos e grandes volumes. Nos experimentos, com leiras de pequenos volumes, realizados no IPH (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) da UFRGS, utilizou-se resíduos sólidos de poda (resíduos verdes, com alta concentração de carbono) codispostos (misturados em peso) com resíduos vegetais da CEASA (Companhia Estadual de Abastecimento Sociedade Anônima) e lodos provenientes de estações de tratamento de esgotos sanitários. Nos experimentos, com leiras de grandes volumes, realizados na UTC – Unidade de Triagem e Compostagem de Porto Alegre, utilizou-se resíduos orgânicos domiciliares codispostos com os mesmos resíduos utilizados nos primeiros experimentos. Paralelamente aos experimentos de compostagem, avaliou-se os lixiviados produzidos nos sistemas. Na compostagem de grandes volumes, também foi observado o desempenho de banhados construídos de fluxo subsuperficial para o tratamento desses efluentes líquidos.

Os resultados mostraram que a vermicompostagem foi mais efetiva nos resíduos (misturas) com teores de resíduos verdes menores que 35 %, o que se justifica pela maior concentração de resíduos de característica facilmente biodegradável e de maior palatabilidade para os vermes. Em todos os experimentos de compostagem, verificou-se que o controle efetivo do processo pode ser realizado através da avaliação sistemática das temperatura e umidade das leiras. Evidenciou-se também que para regiões de clima similar ao de Porto Alegre, com elevadas precipitações principalmente no inverno, é necessário adotar dimensões adequadas ao sistema de compostagem “windrow” para áreas descobertas. Comprovou-se também a necessidade de manutenção da umidade na faixa entre 50% e 70 %, inclusive com reposição desta, mesmo na situação de inverno. A avaliação dos lixiviados da compostagem demonstrou que, com os substratos utilizados nos experimentos, as concentrações de  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{DQO}$  e de outras variáveis são elevadas ao início do processo de decomposição, devido à solubilização dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes na matéria orgânica. Os lixiviados da compostagem possuem baixas concentrações de condutividade,  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{NH}_4^+$ , entre outros, quando comparados aos lixiviados de aterros sanitários.

O sistema de banhados construídos mostrou poder ser uma solução alternativa para tratamento destes efluentes. Os resultados obtidos nos banhados construídos para baixas cargas hidráulicas (1cm/d) e concentrações de  $\text{DBO}_5$  do afluente abaixo de 150 mg/L apontaram uma eficiência média de remoção de 52,02%. No que se refere a nitrogênio (todas as formas), fósforo, metais, potencial redox e sólidos totais, as eficiências foram variáveis, com melhores resultados para nitrogênio amoniacal e fósforo.

A compostagem pode ser considerada uma alternativa viável de tratamento de resíduos orgânicos, utilizando-se o processo “windrow” com revolvimento mecânico, mesmo em pátios descobertos em climas subtropicais. Neste caso, sugere-se que os lixiviados gerados nos primeiros dias de compostagem (30 dias aproximadamente) sejam recirculados e o excedente tratado em ETE. Pode-se, também, utilizar o sistema de banhados construídos como complementação, principalmente para a remoção de nitrogênio e fósforo.

## ABSTRACT

The increasing production of municipal solid wastes and the lack of technically appropriate areas for final destination, through landfills implantation, gives a great importance to the organic solid wastes treatment by composting/vermicomposting.

It has been made an evaluation of these process on this research, giving a special look at the aeration and humidity influence in the performance of these treatments, in little and great piles. In experiments of little piles, made at IPH (Hydraulic Researches Institute) of UFRGS (Federal University of Rio Grande do Sul), it has been used solid wastes of crops (green wastes, with high concentration of carbon) codisposed (mixed in weight) with vegetable wastes of CEASA (State Company of Supriment Anonymous Society) and sludge of the wastewater treatment stations (WTS). In experiments of great piles, made at UTC - Unit of the Screen and Composting of Porto Alegre, municipal organic wastes codisposed with the same residues were used in the first experiments. Parallely to the composting experiments, the leached produced in the systems were evaluated. In the experiments of great piles, it was also observed constructed wetlands with subsurface flow for the treatment of those effluents.

The results have shown that the vermicomposting was more effective in the wastes (mixtures) with a smaller percentage of the green wastes (approximately 35%), what is justified easily by the major concentration of characteristic biodegradable and of better palete for the worms. Relatively to the pilot and real scales compostig systems, it was verified that the effective control of the process can be accomplished through the systematic evaluation of the temperature and humidity of the piles. It was observed that in areas with a climate similar to Porto Alegre's, with high precipitations, mainly in winter, appropriate dimensions of the piles are needed in discovered areas. The experiment also proved that the maintainance of the humidity level between 50-70% is necessary, including its replacement, even in winter situations. The evaluation of the composting leached demonstrated that, with the substracts used in the experiments, the concentrations of and of other variables are high in the beginning of the decomposition process, due to the solubilization of the organic and innorganic composts present in the organic matter. The composting leached possess low concentrations of conductivity, BDO<sub>5</sub>, COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and other variables, when compared to the landfills leached.

Constructed wetlands have shown to be an alternative solution for treatment of these effluents. The results obtained in the wetlands for low hydraulic loads (1cm/d) and concentrations of BDO<sub>5</sub> of influent below 150 mg/L pointed a medium efficiency of removal of 52,02%. In relation to nitrogen (all forms), phosphorus, metals, potential redox and total solids, the efficiencies were variable, with better results for ammoniacal nitrogen and phosphorus.

The composting can be considered an attractive alternative of treatment of organic solid wastes by "windrow" process with mechanical revolvment, even in areas without cover in subtropical climates. In this case, the leached generated during the first days (thirty days, approximately) may be recirculated and the excess treated to a WTS. Constructed wetlands also can be used as a additional treatment specially for nitrogen and phosphorus removal.

## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO.....</b>	<b>iii</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>v</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>vi</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>xii</b>
<b>LISTA DE ANEXOS.....</b>	<b>xv</b>
<b>LISTA DE SIGLAS E SIMBOLOS.....</b>	<b>xviii</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>23</b>
<b>2.1 OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>23</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	<b>23</b>
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>24</b>
<b>3.1 PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....</b>	<b>24</b>
3.1.1 Conceituação e aspectos gerais .....	24
3.1.2 Elementos biológicos fundamentais na compostagem.....	28
3.1.2.1 Bactérias.....	29
3.1.2.2 Fungos.....	31
3.1.2.3 Actinomicetos.....	31
3.1.3 Principais variáveis de controle do processo .....	32
3.1.3.1 Umidade .....	32
3.1.3.2 Aeração .....	32
3.1.3.3 Temperatura .....	33
3.1.3.4 Relação carbono:nitrogênio.....	36
3.1.3.5 pH.....	38
3.1.3.6 Tamanho da partícula .....	39
3.1.4 Métodos convencionais de compostagem.....	39
3.1.4.1 Compostagem pelo sistema “windrow” .....	41
3.1.4.2 Compostagem em leiras estáticas aeradas.....	45
3.1.4.3 Compostagem em reatores biológicos.....	48
3.1.4.4 Vantagens e desvantagens dos sistemas.....	50
3.1.5 Métodos alternativos de compostagem .....	50
3.1.5.1 Vermicompostagem .....	50
3.1.6 Fontes potenciais de resíduos orgânicos .....	54
3.1.6.1 Resíduos sólidos urbanos .....	55
3.1.6.1.1 Resíduo sólido domiciliar .....	56
3.1.6.1.2 Resíduos “Verdes” .....	58
3.1.6.1.3 Lodos de esgoto .....	59
3.1.6.1.4 Resíduos provenientes de animais .....	60
3.1.7 Pesquisas de compostagem com misturas de resíduos sólidos urbanos.....	61
3.1.7.1 Efeitos ambientais do processo de compostagem .....	69
3.1.7.2 Efeitos de escala e clima na compostagem em região subtropical .....	70
3.1.8 Qualidade do composto.....	73
3.1.8.1 Legislação .....	75
3.1.8.2 Considerações sobre os contaminantes químicos e biológicos no composto....	80
3.1.8.3 Análise do composto .....	87
3.1.8.3.1 Métodos rápidos para acompanhamento da maturação do composto.....	88
3.1.8.3.2 Métodos de laboratório para análises do composto .....	89
3.1.9 Utilização do composto.....	91

3.1.9.1	Valor agrícola e comercial .....	91
3.1.9.2	Aplicação no solo .....	92
3.1.9.3	Doses de composto aplicadas em solos .....	93
3.1.10	Compostagem: tendência mundial e nacional .....	96
<b>3.2</b>	<b>TRATAMENTO DO LIXIVIADO DA COMPOSTAGEM.....</b>	<b>97</b>
3.2.1	Caracterização de lixiviados de pátios de compostagem .....	97
3.2.2	Banhados construídos: “terras úmidas” .....	103
3.2.2.1	Generalidades .....	103
3.2.2.2	Funções e valores do banhado .....	104
3.2.2.3	Hidrologia do banhado .....	104
3.2.2.4	Solos do banhado .....	104
3.2.2.5	Vegetação do banhado .....	105
3.2.2.6	Características dos banhados construídos .....	106
3.2.3	Utilização de banhados para tratamento de lixiviados de aterros sanitários .....	107
3.2.4	Eficiência do tratamento utilizando banhados construídos .....	108
3.2.5	Carga hidráulica .....	109
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>110</b>
<b>4.1</b>	<b>LOCAIS DOS EXPERIMENTOS .....</b>	<b>110</b>
<b>4.2</b>	<b>DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS .....</b>	<b>110</b>
<b>4.3</b>	<b>AMOSTRAGEM DOS RESÍDUOS BRUTOS.....</b>	<b>112</b>
<b>4.4</b>	<b>MONTAGEM E MONITORAMENTO DOS EXPERIMENTOS .....</b>	<b>113</b>
4.4.1	Montagem dos experimentos de compostagem em leiras de pequenos volumes.....	113
4.4.2	Monitoramento do experimento da compostagem.....	117
4.4.3	Montagem dos experimentos da vermicompostagem .....	119
4.4.4	Monitoramento dos experimentos da vermicompostagem.....	120
4.4.5	Montagem dos experimentos da compostagem em grandes volumes.....	120
4.4.5.1	Descrição da Unidade de Triagem e Compostagem do município de Porto Alegre	120
4.4.5.2	Montagem dos experimentos da etapa 7 .....	125
4.4.5.3	Montagem dos experimentos da etapa 8 .....	128
4.4.5.4	Monitoramento dos experimentos nas etapas 7 e 8 .....	130
4.4.5.5	Montagem dos experimentos nas etapas 9 , 10 e 11 .....	130
4.4.5.5.1	Montagem da compostagem na etapa 9 .....	134
4.4.5.5.2	Monitoramento dos experimentos da compostagem na etapa 9 .....	135
4.4.5.5.3	Montagem dos experimentos da compostagem (etapa 10) .....	136
4.4.5.5.4	Monitoramento dos experimentos da compostagem na etapa 10 .....	137
4.4.5.5.5	Montagem dos experimentos da compostagem (etapa 11) .....	138
4.4.5.5.6	Monitoramento dos experimentos da compostagem (etapa 11).....	139
<b>4.5</b>	<b>AValiação DE LIXIVIADOS EM SISTEMAS DE COMPOSTAGEM.....</b>	<b>140</b>
4.5.1	Avaliação dos lixiviados da compostagem nas etapas 1, 3 e 5 .....	140
4.5.2	Avaliação dos lixiviados gerados no pátio de compostagem da UTC .....	142
<b>4.6</b>	<b>BANHADO CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DOS LIXIVIADOS DA COMPOSTAGEM.....</b>	<b>144</b>
4.6.1	Montagem do banhado construído .....	144
4.6.1.1	Local do experimento .....	144
4.6.1.2	Sistema construtivo dos banhados.....	144
4.6.2	Macrófitas aquáticas .....	148
4.6.3	Carga hidráulica .....	150
4.6.4	Monitoramento do experimento de banhado construído .....	151
<b>4.7</b>	<b>ANÁLISE DOS DADOS.....</b>	<b>151</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>152</b>
<b>5.1</b>	<b>DESEMPENHO DA COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM .....</b>	<b>152</b>
5.1.1	Compostagem em leiras de pequenos volumes (Etapas 1, 3 e 5).....	152
5.1.1.1	Análise da temperatura nas leiras compostadas nas etapas 1, 3 e 5 .....	154
5.1.1.2	Análise da umidade e do pH nas leiras da compostagem (etapas 1, 3 e 5) .....	166
5.1.1.3	Matéria orgânica, carbono orgânico e relação C:N nos experimentos da compostagem em escala piloto (etapas 1, 3 e 5).....	170

5.1.1.4	Resultados globais das etapas 1, 3 e 5 da compostagem em leiras de pequenos volumes .....	173
5.1.1.5	Características dos substratos sólidos nos experimentos da compostagem (etapas 1, 2 e 3).....	174
5.1.2	Vermicompostagem (etapas 2, 4 e 6).....	176
5.1.3	Efeitos do sistema de aeração na compostagem em leiras de grandes volumes, de resíduos verdes (podas), resíduos da CEASA e esterco suino (etapas 7 e 8).....	177
5.1.4	Compostagem de resíduos sólidos domiciliares, podas e resíduos de hortifrutigranjeiros em escala real .....	185
5.1.4.1	Balanço de massa (etapa 9).....	185
5.1.4.2	Efeito do revolvimento sistemático e da irrigação nos experimentos da compostagem em grandes volumes (etapas 10 e 11).....	189
<b>5.2</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVADOS E O DESEMPENHO DOS BANHADOS CONSTRUÍDOS .....</b>	<b>198</b>
5.2.1	Caracterização do lixiviado nos experimentos da compostagem em pequenos volumes .	198
5.2.1.1	Condutividade .....	198
5.2.1.2	pH.....	198
5.2.1.3	DQO .....	199
5.2.1.4	Resultados das demais variáveis analisadas .....	200
5.2.1.5	Lixiviado da compostagem em leiras de grandes volumes .....	203
5.2.2	Eficiência do tratamento de lixiviados em banhados construídos.....	207
5.2.2.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	207
5.2.2.2	Condutividade elétrica.....	210
5.2.2.3	Nitrogênio total .....	211
5.2.2.4	Nitrogênio amoniacal .....	213
5.2.2.5	Nitrato e nitrito .....	214
5.2.2.6	Fósforo .....	215
5.2.2.7	Sólidos totais, fixos e voláteis .....	217
5.2.2.8	Potencial redox.....	217
5.2.2.9	Alcalinidade .....	217
5.2.2.10	Metais .....	218
5.2.2.11	pH .....	219
5.2.2.12	Cor e Turbidez.....	219
5.2.2.13	Coliformes fecais.....	219
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>222</b>
<b>6.1</b>	<b>COMPOSTAGEM.....</b>	<b>222</b>
6.1.1	Compostagem em leiras de pequenos volumes (etapas 1, 3 e 5) .....	222
6.1.2	Vermicompostagem .....	223
6.1.3	Compostagem (etapas 7 e 8) .....	223
6.1.4	Compostagem (etapa 9) .....	224
6.1.5	Compostagem (etapas 10 e 11).....	224
6.1.6	Conclusões gerais do processo de compostagem.....	225
<b>6.2</b>	<b>DESEMPENHO DOS BANHADOS CONSTRUÍDOS.....</b>	<b>227</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>229</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>230</b>
<b>9</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>240</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Relações C:N ótimas para a compostagem .....	37
Tabela 3.2 - Comparação entre as dimensões das leiras e áreas necessárias para a compostagem pelo sistema “windrow” .....	43
Tabela 3.3 - Principais vantagens e desvantagens dos diferentes sistemas de compostagem.....	50
Tabela 3.4 - Fontes potenciais de matéria orgânica .....	54
Tabela 3.5 - Balanço de massa na compostagem ativa (com revolvimento) de resíduos de estrebaria (gado) durante o inverno e verão (1996-1997) .....	72
Tabela 3.6 - Características físicas e químicas do composto de resíduos sólidos domiciliares .....	75
Tabela 3.7 - Especificação dos fertilizantes organomineral e “composto” .....	77
Tabela 3.8 - Especificações dos fertilizantes orgânicos, misto e composto .....	78
Tabela 3.9 - Características agronômicas do composto segundo a lei italiana DPR.....	78
Tabela 3.10- Limites aceitáveis do composto segundo a lei italiana DPR.....	79
Tabela 3.11- Limites de metais pesados no solo e quantidade de metais que podem ser adicionados anualmente, através do composto.....	79
Tabela 3.12- Teor de metais pesados detectados em alguns materiais utilizados nos solos e em biossólidos de diversas ETEs (mg/kg).....	82
Tabela 3.13- Composição química média do composto de resíduos sólidos urbanos.....	83
Tabela 3.14- Distribuição de metais pesados em diferentes partes do composto (mg kg <sup>-1</sup> )....	84
Tabela 3.15- Microrganismos patogênicos no “lixo” e no composto .....	86
Tabela 3.16- Coliformes totais e fecais no solo após 45 dias da aplicação de composto.....	86
Tabela 3.17- Temperatura e tempo de manutenção para a destruição de alguns organismos..	87
Tabela 3.18- Produção de matéria seca de aveia, em dois cortes, e rendimento de grãos e matéria seca de milho em função de diferentes doses de composto resíduos sólido urbano. ..	92
Tabela 3.19- Efeitos de doses de composto de resíduos sólidos domiciliares nas características químicas do solo .....	94
Tabela 3.20- Efeitos de doses de composto de resíduos sólidos domiciliares em características químicas do solo .....	94
Tabela 3.21- Quantidades totais de Ni e Pb em solo e grãos de milho tratados com composto de resíduos sólidos domiciliares .....	94
Tabela 3.22- Características físicas do solo afetadas pela aplicação de doses de composto de de resíduos sólidos domiciliares .....	95
Tabela 3.23- Principais características físicas e químicas do solo afetadas pela aplicação de composto de resíduos sólidos domiciliares .....	95
Tabela 3.24- Efeito de doses de composto de resíduos sólidos urbanos e fertilizante mineral em microrganismos do solo.....	95
Tabela 3.25- Fatores que influenciam a formação de lixiviados em aterros sanitários.....	98
Tabela 3.26- Fatores que influenciam a composição de lixiviados em aterros sanitários.....	99
Tabela 3.27- Composição química de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos domiciliares .....	100
Tabela 3.28- Variáveis físico-químicas em lixiviados da compostagem de esterco e materiais estruturantes .....	101
Tabela 3.29- Concentrações algumas variáveis físico-químicas em lixiviados de compostagem “windrow” com esterco e serragem.....	102
Tabela 3.30- Composição de lixiviado de compostagem de resíduos verdes em Nova York	102
Tabela 3.31- Produtividade primária de plantas selecionadas e ecossistemas.....	106
Tabela 3.32- Mecanismos de remoção em banhados comuns de macrófitas para tratamento de esgotos .....	107

Tabela 4.1 - Quantidades mássicas dos resíduos nas leiras de pequenos volumes .....	115
Tabela 4.2 - Proporções mássicas dos resíduos nas leiras de pequenos volumes .....	115
Tabela 4.3 - Parâmetros avaliados nas amostras sólidas dos experimentos da compostagem em pequenos volumes.....	118
Tabela 4.4 - Quantidades mássicas de substratos e minhocas utilizadas nos experimentos de vermicompostagem.....	120
Tabela 4.5 - Quantidades mássicas e proporções utilizadas na etapa 7.....	126
Tabela 4.6 - Quantidades mássicas e proporções utilizadas na etapa 8.....	130
Tabela 4.7 - Variáveis de controle dos substratos sólidos na compostagem etapas 7 e 8 .....	131
Tabela 4.8 - Características dos substratos sólidos (etapa 9) .....	134
Tabela 4.9 - Quantidades mássicas iniciais dos substratos sólidos na compostagem (etapa 9) .....	134
Tabela 4.10 - Frações mássicas de resíduos brutos nas leiras de compostagem (etapa 9)....	135
Tabela 4.11 - Parâmetros analisados nas amostras sólidas da compostagem (etapa 9).....	135
Tabela 4.12 - Características dos substratos sólidos (Etapa 10).....	137
Tabela 4.13 - Quantidades mássicas utilizadas na compostagem (etapa 10).....	137
Tabela 4.14 - Parâmetros analisados nas amostras sólidas da compostagem (etapas 10 e 11) ...	138
Tabela 4.15 - Análises iniciais na compostagem (etapa 10).....	138
Tabela 4.16 - Quantidades mássicas utilizadas dos substratos sólidos na compostagem (etapa 11) .....	138
Tabela 4.17 - Variáveis de controle da compostagem (Etapa 11) no início do processo.....	139
Tabela 4.18 - Parâmetros estudados nos experimentos da compostagem em pequenos volumes, amostras líquidas, método, unidade e freqüência de análise.....	141
Tabela 4.19 - Variáveis estudadas nos experimentos da compostagem em grandes volumes, amostras líquidas, método, unidade, local e freqüência de análise .....	143
Tabela 4.20 - Cargas hidráulicas utilizadas no sistema de banhados construídos .....	150
Tabela 5.1 - Análises físico-químicas e biológicas das amostras brutas nos experimentos da compostagem.....	153
Tabela 5.2 - Resultados das etapas 1, 3 e 5 da compostagem .....	173
Tabela 5.3 - Perda de organismos na vermicompostagem .....	176
Tabela 5.4 - Característica dos substratos brutos no início da compostagem (etapa 9).....	187
Tabela 5.5 - Característica dos substratos brutos no término da compostagem (etapa 9)....	187
Tabela 5.6 - Balanço de massa da compostagem (etapa 9) .....	188
Tabela 5.7 - Quantificação dos resíduos orgânicos após a compostagem (em peso úmido). 189	
Tabela 5.8 - Balanço de massa ao início e término da compostagem .....	189
Tabela 5.9 - Resultados das etapas 10 e 11 da compostagem em escala real.....	197
Tabela 5.10 - Características do lixiviado gerado na UTC (janeiro/2001-fevereiro/2004) ..	205
Tabela 5.11 - Caracterização dos lixiviados brutos e dos lixiviados da compostagem tratados em banhados construídos.....	206
Tabela 5.12 - Concentração e eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub> nos lixiviados tratados em banhados construídos.....	210
Tabela 5.13 - Concentração e eficiência de remoção de NTK nos lixiviados tratados em banhados construídos.....	212
Tabela 5.14 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nos banhados construídos... 214	
Tabela 5.15 - Concentração e percentual de remoção de fósforo no lixiviado tratado em banhados construídos.....	216

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Esquema simplificado do processo de compostagem .....	26
Figura 3.2 - Representação esquemática da evolução das substância orgânicas no processo de compostagem.....	27
Figura 3.3 - Esquema das etapas da compostagem.....	34
Figura 3.4 - Etapas de decomposição.....	38
Figura 3.5 - Fluxograma típico de um processo de compostagem.....	40
Figura 3.6 - Comparação esquemática dos métodos de compostagem.....	41
Figura 3.7 - Equipamento auto-propelido para revolvimento de leiras .....	42
Figura 3.8 - Equipamento para revolvimento de leiras .....	42
Figura 3.9 - Retroescavadeira utilizada para revolvimento de leiras de compostagem.....	43
Figura 3.10- Fluxo de ar quente no interior do composto.....	44
Figura 3.11- Leira estática aerada .....	46
Figura 3.12-Instalação de aeração forçada no município de Novo Hamburgo.....	47
Figura 3.13- Sistema de compostagem em túneis fechados com aeração forçada.....	49
Figura 3.14- Minhoca <i>Eisenia foetida</i> .....	51
Figura 3.15- Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Porto Alegre ...	57
Figura 3.16- Gráfico da variação da temperatura ambiente e de leiras de resíduos de cama de suínos durante o processo de compostagem.....	72
Figura 3.17- Relação entre o tempo de compostagem e a densidade seca do material orgânico das leiras no inverno e verão .....	73
Figura 3.18- Efeito da temperatura e umidade no consumo máximo de oxigênio (médias de duas repetições) .....	74
Figura 4.1 - Amostragem dos resíduos brutos (verdes – podas).....	112
Figura 4.2 - Amostragem de resíduos brutos (CEASA) .....	113
Figura 4.3 - Desenho esquemático da base das leiras .....	113
Figura 4.4 - Resíduo verde (podas urbanas) .....	114
Figura 4.5 - Picador de galhos de podas urbanas.....	114
Figura 4.6 - Resíduos orgânicos provenientes da CEASA .....	115
Figura 4.7 - Base das leiras de compostagem com pequenos volumes.....	116
Figura 4.8 - Formato das leiras com pequenos volumes.....	116
Figura 4.9 - Revolvimento das leiras de pequenos volumes.....	117
Figura 4.10- Caixas da vermicompostagem com a minhoca <i>Eisenia foetida</i> .....	119
Figura 4.11 - Croqui da operação na unidade de triagem e compostagem .....	121
Figura 4.12 - Fluxograma dos procedimentos operacionais da compostagem .....	122
Figura 4.13 - Tanque de lixiviado no pátio de compostagem.....	123
Figura 4.14 - Representação esquemática da estação de tratamento .....	124
Figura 4.15 - Estação de tratamento de efluentes .....	125
Figura 4.16 - Sistema de abastecimento do lixiviado .....	125
Figura 4.17 - Configuração geométrica das leiras “windrow”.....	127
Figura 4.18 - Montagem das leiras de compostagem tipo “windrow”.....	127
Figura 4.19 - Sistema com aeração natural.....	128
Figura 4.20 - Montagem da leira estática aerada naturalmente .....	128
Figura 4.21 - Montagem da leira estática aerada mecanicamente .....	129
Figura 4.22 - Configuração geométrica das leiras estáticas aeradas.....	129
Figura 4.23 - Montagem das leiras com grandes volumes.....	132
Figura 4.24 - Medição de temperatura nas leiras .....	132
Figura 4.25 - Leiras em revolvimento nas etapas 9, 10 e 11.....	133
Figura 4.26 - Recirculação de lixiviado nas leiras de compostagem.....	133
Figura 4.27 - Leiras LIR, LSI e LIC da Etapa 10 .....	136

Figura 4.28 - Leiras LI1 e LI2 da compostagem (Etapa 11).....	139
Figura 4.29 - Lixiviados coletados nas leiras de compostagem em pequenos volumes .....	141
Figura 4.30 - Patamar A do pátio de compostagem.....	142
Figura 4.31 - Croqui de localização dos banhados construídos no pátio de compostagem....	145
Figura 4.32 - Escavação dos banhados .....	146
Figura 4.33 - Banhado construído para o experimento.....	146
Figura 4.34 - Detalhe da entrada do banhado .....	146
Figura 4.35 - Croqui de instalação dos banhados construídos.....	147
Figura 4.36 - Detalhes construtivos da saída de efluente de cada banhado.....	147
Figura 4.37 - Detalhe construtivo da saída do banhado.....	147
Figura 4.38 - Plantio das mudas no banhado construído .....	148
Figura 4.39 - Plantas crescidas nos banhados.....	149
Figura 4.40 - Plantas em crescimento no banhado.....	149
Figura 4.41 - Sistema de banhado construído estabelecido .....	150
Figura 5.1 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 1: 426 kg) .....	154
Figura 5.2 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 2: 496 kg) .....	155
Figura 5.3 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 3: 671 kg) .....	155
Figura 5.4 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 4: 361 kg) .....	156
Figura 5.5 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 5: 462 kg) .....	156
Figura 5.6 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 6: 461 kg) .....	157
Figura 5.7 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 7: 461 kg) .....	157
Figura 5.8 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 8: 464 kg) .....	158
Figura 5.9 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 9: 542 kg) .....	158
Figura 5.10 - Fotografia do lodo seco utilizado na Etapa 1.....	159
Figura 5.11 - Fotografia da coleta de lodo sedimentado do tanque de aeração (etapa 3).....	159
Figura 5.12 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 1: 924 kg).....	160
Figura 5.13 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 2: 924 kg).....	160
Figura 5.14 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 3: 742,60 kg) .....	161
Figura 5.15 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 4: 731,9 kg) .....	161
Figura 5.16 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 5: 856,60 kg) .....	162
Figura 5.17 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 1: 1506 kg) ...	163
Figura 5.18 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 2: 1545,7 kg) .....	164
Figura 5.19 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 3: 1517 kg) .....	164
Figura 5.20 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 4: 1500 kg) .....	165
Figura 5.21 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 5: 1517,6 kg) .....	165
Figura 5.22 - Umidade (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 1).....	167
Figura 5.23 - Umidade (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 3).....	167
Figura 5.24 - Umidade (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5).....	168
Figura 5.25 - pH dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 1) .....	169
Figura 5.26 - pH dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 3) .....	169
Figura 5.27 - pH dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5) .....	170
Figura 5.28 - Matéria orgânica (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 3).....	171
Figura 5.29 - Matéria orgânica (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5).....	171
Figura 5.30 - Carbono orgânico (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5) .....	172
Figura 5.31 - Relação C:N dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5).....	172
Figura 5.32 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 1A: 1310 kg) .....	177
Figura 5.33 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 1B: 1650 kg) .....	178
Figura 5.34 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 2A: 1530 kg) .....	178
Figura 5.35 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 2B: 1460 kg) .....	179
Figura 5.36 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 3A: 1600 kg) .....	179
Figura 5.37 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 3B: 1620 kg) .....	180
Figura 5.38 - Fotografia das leiras de compostagem da Etapa 7 .....	181

Figura 5.39 - Variação das temperaturas na leira do pátio de compostagem da UTC.....	182
Figura 5.40- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 1 com aeração forçada: 3860 kg).....	183
Figura 5.41 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 2 com aeração forçada: 3820 kg).....	183
Figura 5.42 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 3 “windrow” com revolvimento: 4450 kg) .....	184
Figura 5.43 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 4 “windrow” com revolvimento: 3830 kg) .....	184
Figura 5.44 - Variação das temperaturas na leira do pátio de compostagem da UTC : 65000 kg .....	185
Figura 5.45 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 9 (leira LRI <sub>1</sub> : 47995 kg) .....	186
Figura 5.46 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 9 (Leira LRI <sub>2</sub> : 38545 kg) .....	186
Figura 5.47 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 9 (Leira LRI <sub>3</sub> : 69895 kg).. ..	187
Figura 5.48 - Umidade dos substratos na compostagem (Etapa 10).....	190
Figura 5.49 - Umidade dos substratos na compostagem (Etapa 11).....	191
Figura 5.50- Variação das temperaturas e volumes de irrigação na Etapa 10 da compostagem (Leira irrigada regularmente: 74440 kg) .....	192
Figura 5.51- Variação das temperaturas dos substratos sólidos na Etapa 10 da compostagem (Leira sem irrigação: 76170 kg) .....	192
Figura 5.52- Variação das temperaturas dos substratos sólidos e volumes de irrigação na Etapa 10 da compostagem (leira com irrigação controlada: 76443 kg) .....	193
Figura 5.53 - Matéria orgânica dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 10).....	193
Figura 5.54- Variação das temperaturas dos substratos sólidos e volumes de irrigação na Etapa 11 da compostagem (Leira irrigação uma vez por semana: 41660 kg).....	194
Figura 5.55- Variação das temperaturas dos substratos sólidos e volumes de irrigação na Etapa 11 da compostagem (Leira irrigada duas vezes por semana: 40409 kg).....	194
Figura 5.56- Matéria orgânica dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 11).....	195
Figura 5.57- DQO (mg O <sub>2</sub> /kg) nos lixiviados da compostagem (Etapa 1).....	199
Figura 5.58- DQO (mg O <sub>2</sub> /kg) nos lixiviados da compostagem (Etapa 3).....	200
Figura 5.59- DQO (mg O <sub>2</sub> /kg) nos lixiviados da compostagem (Etapa 5).....	200
Figura 5.60- Variação da DBO <sub>5</sub> do lixiviado tratado em banhados construídos .....	208
Figura 5.61 - Percentual de remoção de DBO no sistema de banhado construído .....	208
Figura 5.62 - Variação da DBO <sub>5</sub> no lixiviado tratado em banhados construídos no período de carga orgânica reduzida .....	209
Figura 5.63 - Variação da condutividade elétrica no lixiviado tratada em banhados construídos .....	211
Figura 5.64 - Variação do nitrogênio total nos lixiviados tratados em banhados construídos .. ..	212
Figura 5.65- Variação do nitrogênio amoniacal nos lixiviados tratados em banhados construídos .....	213
Figura 5.66- Variação do nitrato/nitrito nos lixiviados tratados em banhados construídos...215	215
Figura 5.67 - Variação do fósforo nos lixiviados tratados em banhados construídos .....	216
Figura 5.68 - Variação da alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L) nos lixiviados tratados em banhados construídos .....	218
Figura 5.69 - Variação da cor (mgPt/L) nos lixiviados tratados em banhados construídos ...	220
Figura 5.70- Variação da turbidez (UNT) nos lixiviados tratados em banhados construídos .....	220
Figura 5.71 - Variação dos coliformes fecais nos banhados construídos .....	221

## LISTA DE ANEXOS

Tabela A1 - CTC (me/100g ) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	241
Tabela A2 - Carbono orgânico (%CO) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .	241
Tabela A3 - Nitrogênio (%N) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	241
Tabela A4 - Relação C:N nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	242
Tabela A5 - N amoniacal (mgNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes)	242
Tabela A6 - Nitrato (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes)....	242
Tabela A7 - Fósforo (%P) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .....	243
Tabela A8 - Potássio (%K) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	243
Tabela A9 - Cálcio (%Ca) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .....	243
Tabela A10 - Magnésio (%Mg ) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .....	244
Tabela A11 - Boro (%B) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	244
Tabela A12 - Enxofre (%S) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .....	244
Tabela A13 - Manganês (mg Mn/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes)...	245
Tabela A14 - Sódio (mg Na/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	245
Tabela A15 - Cobre (mg Cu/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	245
Tabela A16 - Zinco (mg Zn/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .....	246
Tabela A17 - Ferro (%Fe) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	246
Tabela A18 - Cádmio (mg Cd/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes) .....	246
Tabela A19 - Cromo (mg Cr/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	247
Tabela A20 - Níquel (mg Ni/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	247
Tabela A21 - Chumbo (mg Pb/kg) nos experimentos A (leiras de pequenos volumes).....	247
Tabela A22 - Análises microbiológicas no início e término dos experimentos da compostagem.....	248
Tabela A23 - Umidade (%) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	248
Tabela A24 - Matéria Orgânica (%) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	249
Tabela A25 - CTC (me/100g) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	249
Tabela A26 - Carbono orgânico (%CO) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	250
Tabela A27 - Nitrogênio (%N) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	250
Tabela A28 -Nitrato/nitrito (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	250
Tabela A29 -Nitrogênio amoniacal (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	251
Tabela A30 - Relação C:N nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	251
Tabela A31 - Potássio (%K) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	251
Tabela A32 - Fósforo (%P) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	252
Tabela A33 - Cálcio (%Ca) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	252
Tabela A34 - Magnésio (%Mg ) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	252
Tabela A35 - Boro (%B) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	253
Tabela A36 - Cobre (mg Cu/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	253
Tabela A37 - Zinco (mg Zn/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	253
Tabela A38 - Manganês (mg Mn/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	254
Tabela A39 - Sódio (mg Na/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	254
Tabela A40 - Ferro (%Fe) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	254
Tabela A41 - Enxofre (%S) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	255
Tabela A42 - pH nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	255
Tabela A43 - Cádmio (mg Cd/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	255
Tabela A44 - Cromo (mg Cr/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem.....	256
Tabela A45 - Níquel (mg Ni/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	256
Tabela A46 - Chumbo (mg Pb/kg) nos substratos sólidos da vermicompostagem .....	256

Tabela A47 - Análises das amostras brutas dos resíduos utilizados nos experimentos das Etapas 7 e 8 .....	257
Tabela A48 - pH e Umidade dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 7.....	257
Tabela A49- Matéria Orgânica (%) e Carbono orgânico (%CO), CTC (me/100g), Nitrogênio (%N) e Nitrogênio amoniacal (%N) os substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 7 .....	258
Tabela A50 - Nitrato/nitrito (%N) e relação C:N dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 7.....	259
Tabela A51 - Umidade (%) e pH dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 8 .....	259
Tabela A52 - Resultados das análises mensais dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 7.....	260
Tabela A53 - Matéria Orgânica (%), Carbono Orgânico (%CO) e CTC (me/100g) dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 8.....	261
Tabela A54 - Nitrogênio (%N), Nitrogênio amoniacal (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg) e Nitrato/nitrito (mg NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> /kg) dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 8.....	262
Tabela A55 - Relação C:N dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 8.....	263
Tabela A56 - CO(%), N(%), C:N na compostagem (etapas 10 e 11) .....	263
Tabela A57 - Resultados das análises mensais dos substratos sólidos nas leiras de compostagem da Etapa 8.....	264
Tabela A58 - Condutividade elétrica (μmhos/cm) do lixiviado nas leiras compostadas.....	265
Tabela A59 - Condutividade elétrica (μmhos/cm) do lixiviado nas leiras compostadas.....	266
Tabela A60 -pH do lixiviado nas leiras compostadas .....	267
Tabela A61 - pH do lixiviado nas leiras compostadas (Etapa 5 - 1500 kg ).....	268
Tabela A62 - Fósforo (mg /L PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ) do lixiviado nas leiras compostadas .....	268
Tabela A63 - Enxofre (mg /L SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> ) do lixiviado nas leiras compostadas.....	269
Tabela A64 - NTK (mg N/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	269
Tabela A65 - NTK (mg N/L) do lixiviado das leiras compostadas no experimento - Etapa 5 - 1500 kg .....	270
Tabela A66 - Nitrogênio amoniacal (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg) do lixiviado das leiras compostadas.....	270
Tabela A67 - Nitrato (mg N/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	271
Tabela A68 - Cobre (mg Cu/L) do lixiviado das leiras compostadas.....	271
Tabela A69 - Zinco (mg Zn/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	272
Tabela A70 - Ferro (mg Fe/L) do lixiviado das leiras compostadas.....	272
Tabela A71 - Manganês (mg Mn/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	273
Tabela A72 - Cromo (mg Cr/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	273
Tabela A73 - Cádmio (mg Cd/L) do lixiviado das leiras compostadas.....	274
Tabela A74 - Níquel (mg Ni/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	274
Tabela A75 - Chumbo (mg Pb/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	275
Tabela A76 - Cálcio (mg Ca/L) do lixiviado das leiras compostadas .....	275
Tabela A77 - Potássio (mg K/L) do lixiviado das leiras compostadas.....	276
Tabela A78 - Magnésio (mg Mg /L) do lixiviado das leiras compostadas .....	276
Tabela A79 - Magnésio (mg Mg /L) do lixiviado das leiras compostadas no experimento - Etapa 5 - 1500 kg.....	277
Tabela A80 - Sódio (mg Na/L) do lixiviado das leiras compostadas.....	277
Tabela A81 - Cádmio (mg Cd/L), Chumbo (mg Pb/L), Cobre (mg Cu/L), Cromo (mg Cr/L) e Manganês (mg Mn/L) nos sistemas de banhados construídos .....	278
Tabela A82 - Mercúrio (mg Hg/L), níquel (mg Ni/L), zinco (mg Zn/L), ferro (mg Fe/L), alumínio (mg Al/L), cálcio (mg Ca/L) e potássio (mg K/L) nos sistemas de banhados construídos .....	279
Tabela A83 - Sódio (mg Na/L) e pH nos sistemas de banhados construídos .....	280
Tabela A84 - Cor (mg Pt/L) nos sistemas de banhados construídos .....	281

Tabela A85 - Sólidos totais (%) nos sistemas de banhados construídos.....	282
Tabela A86 - Sólidos totais fixos (%) nos sistemas de banhados construídos .....	283
Tabela A87 - Sólidos totais voláteis (%) nos sistemas de banhados construídos .....	284
Tabela A88 - Potencial redox (mV) nos sistemas de banhados construídos.....	285
Tabela A89 - Coliformes fecais (NMP/100mL) nos banhados construídos.....	285
Tabela A90 - Precipitações (mm) diárias e mensais de 1999 a 2003.....	286

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

A	área superficial
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
C:N	Relação carbono:nitrogênio
Cd	cádmio
Ce	concentração efluente
CEASA	Companhia Estadual de Abastecimento Sociedade Anônima
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
CH <sub>4</sub>	metano
CHA	carga hidráulica afluenta
Ci	concentração afluenta
CO	carbono orgânico
CO <sub>2</sub>	gás carbônico/dióxido de carbono
Cr	cromo
CRA	capacidade de retenção de água
CTC	capacidade de troca catiônica
Cu	cobre
d	dia
D	diâmetro
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana
DQO	demanda química de oxigênio
dS/m	decisiemens por metro
Eh	potencial redox
ELA	espaço livre de aeração
EPA	Agência de Proteção Ambiental
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ETLP	Estação de Transbordo da Lomba do Pinheiro
g	grama
H <sub>2</sub> O	água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
K	potássio
kg	quilograma
L	Lodo/litro
LIC	leira com irrigação controlada
LRI	leira revolvida e irrigada
LSI	leira sem irrigação
me	miliequivalente
mg	miligrama
Mn	manganês
MO	matéria orgânica
mohms/cm	miliohms por centímetro
mV	milivolt
N	nitrogênio
N <sub>2</sub> O	óxido de nitrogênio
ND	não detectado
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon amônio
Ni	níquel
NMP	número mais provável

NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	nitrato
O <sub>2</sub>	oxigênio
P	fósforo
PEAD	polietileno de alta densidade
PEBD	polietileno de baixa densidade
pH	potencial
PO <sub>4</sub>	fosfato
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico e Ambiental
PS	Peso seco
Pt	platina
PVC	cloreto de polivinila
Qe	vazão efluente
Qi	vazão afluente
RC	resíduo da CEASA
RD	resíduo domiciliar
RS	resíduo de supermercado
RV	resíduo verde de podas
SABESP	Companhia de Saneamento de São Paulo
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SMMAM	Secretaria Municipal de Meio Ambiente
t	tonelada
U	umidade
UASB	reator anaeróbico de manto de lodo
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
USA	Estados Unidos da América
UTC	Unidade de Triagem e Compostagem
VPT	volume de poros totais
Zn	zinco
°C	grau centígrado

## 1 INTRODUÇÃO

A geração crescente e diversificada de resíduos sólidos nos meios urbanos e a necessidade de disposição final, alinham-se entre os mais sérios problemas ambientais enfrentados indistintamente por países ricos e industrializados e pelas sociedades em desenvolvimento. Face a esta crescente produção de resíduos e a maior disponibilização dos serviços urbanos de limpeza e coleta, há maiores preocupações quanto ao destino final destes.

Dentre as alternativas de destino final, destacam-se: aterros sanitários, incineração, reaproveitamento, reciclagem e compostagem. Ainda, o aterro sanitário é a solução mais adotada, devido a disponibilidade de áreas e ao menor custo de investimento e operação quando comparado a incineração, por exemplo. No entanto, devido à carência de áreas próprias para o destino dos resíduos nas grandes cidades principalmente, tem-se adotado outras formas de tratamento e destino final dos resíduos, tais como: coleta seletiva, digestão anaeróbia e compostagem.

A reciclagem é o processo através do qual os resíduos retornam ao sistema produtivo como matéria prima. A compostagem, ou seja, a ciência de fazer compostos orgânicos de resíduos, é um método de decomposição de materiais biodegradáveis, sob condições adequadas, de forma a se obter um composto orgânico para utilização na agricultura.

Resíduos orgânicos provenientes de atividades humanas, dejetos de animais, restos de agricultura e de estabelecimentos comerciais e industriais, com alto grau de biodegradabilidade, podem ser destinados a unidades de compostagem, onde alguns riscos potenciais destes resíduos são praticamente eliminados, tais como: odores, contaminação patogênica e ocupação de grandes áreas de disposição. As características físico-químicas e biológicas de resíduos orgânicos são bastante diversificadas. A quantidade e qualidade varia de acordo com a origem do resíduo; assim é necessário o conhecimento das características de cada resíduo, para a tomada de decisão quanto a tecnologia mais apropriada de reaproveitamento da matéria orgânica, seja na forma aeróbia ou anaeróbia. Ambos os tratamentos são realizados por fenômenos de decomposição da matéria orgânica, na ausência de oxigênio em condições anaeróbias, enquanto que em presença de oxigênio sob condições aeróbias.

A compostagem é geralmente aplicada a resíduos não fluidos, ou seja, resíduos sólidos provenientes de diversas fontes, tais como: resíduos sólidos urbanos, resíduos sólidos agro-industriais, entre outros. No entanto, com resíduos de elevada umidade, principalmente os lodos gerados em sistemas de tratamento, é conveniente alterar as características físicas destes para serem encaminhados a compostagem.

O município de Porto Alegre, localizado no Estado do Rio Grande do Sul, com uma extensão de área de 476,30 km<sup>2</sup>, possui cerca de 1.330.000 habitantes segundo o censo de 2000 do IBGE. Os resíduos urbanos encaminhados às unidades de tratamento e de destino final do DMLU chegam a 1290,57 t/d (exceto material de cobertura e entulhos) e destes 814,29 t/d equivalem aos resíduos sólidos domiciliares (Porto Alegre, 2005). Com o percentual de 43,83% em matéria orgânica (Reis et al., 2003), o potencial de tratamento desta parcela através da compostagem pode atingir no mínimo 355,15 t/d. Portanto, esta quantidade não seria mais encaminhada aos aterros sanitários e proporcionaria economia de áreas e o prolongamento da vida útil de aterros sanitários.

Dentre os resíduos urbanos com potencial para compostagem no município de Porto Alegre, incluem-se a parcela orgânica dos resíduos domiciliares, os lodos de estação de tratamento de esgotos, os resíduos gerados em companhias de abastecimento de produtos agrícolas e os resíduos verdes provenientes de podas de vegetação urbana, objetos do presente estudo.

A compostagem de resíduos de vegetação urbana tem sido realizada pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, onde os resíduos de podas são triturados e processados por meio de leiras com revolvimento sistemático mecânico. O tempo de compostagem necessário para processar estes resíduos tem sido de 15 a 18 meses, quando a relação C:N atinge a proporção de 12:1. Segundo Andreoli (2001) para a aplicação de composto no solo, é necessário que, após maturação, apresente relação C:N inferior a 20:1, caso contrário ao ser incorporado ao solo há o risco dos microrganismos imobilizarem o nitrogênio do solo, podendo faltar este nutriente para as plantas. Somente o DMLU recebe, diariamente, 58,43 toneladas de resíduos de podas urbanas (Porto Alegre, 2005).

Os resíduos da Companhia Estadual de Abastecimento Sociedade Anônima (CEASA), com produção de 15 a 30 t/dia tem sido destinados aos aterros sanitários do DMLU. Estes

resíduos possuem características importantes para a sua codisposição na compostagem de resíduos orgânicos, tais como: umidade, carbono orgânico e fornecimento de nutrientes.

Os lodos de esgoto gerados em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) em Porto Alegre, tem como destino final os aterros sanitários do DMLU. Atualmente a produção desses lodos é pequena devido ao tipo de sistemas de tratamento implantados. No entanto, com a operação em plena carga da ETE Navegantes, a produção de lodos estimada pelo Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE) no município é de 12,80 m<sup>3</sup>/d de lodo seco (por centrifugação).

Os resíduos verdes gerados nas podas de vegetação urbana possuem geralmente altos teores de sólidos voláteis biodegradáveis para fornecimento de energia aos microrganismos e possuem funções importantes na compostagem como resíduo estruturante, absorvedor de umidade e balanceador da relação C:N nas misturas (Fernandes e Silva, 1999). A compostagem isolada deste resíduo é dispendiosa pelo tempo necessário para degradação microbiológica dos materiais fibrosos (celulose, hemicelulose e lignina).

A compostagem como forma de tratamento de resíduos sólidos urbanos em cidades de médio porte como o município de Porto Alegre tem sido considerada, pelo DMLU, como uma alternativa viável de reaproveitamento da parcela orgânica biodegradável. A partir desta versão, os resíduos referidos, que são elementos de geração de passivos ambientais quando mal gerenciados, podem passar a constituir, compostados, matéria prima para usos e fins diversos. A avaliação do processo de compostagem destes resíduos, de origem predominantemente urbana, é então o enfoque deste estudo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar o processo de compostagem com misturas de resíduos urbanos (resíduos verdes, lodo de esgoto e orgânico domiciliar) em leiras de pequenos e grandes volumes, em diferentes períodos climáticos. Os resultados desta pesquisa poderão subsidiar projetos de reaproveitamento de resíduos orgânicos através da tecnologia compostagem, em municípios de baixa e média população, até 150 mil habitantes que corresponde a produção aproximada de 100 t/dia de resíduos sólidos domiciliares.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Os objetivos específicos da pesquisa foram:

- acompanhar temporalmente o processo de compostagem aeróbia de resíduos de poda codispostos com lodos de esgotos sanitários, resíduos da CEASA e de supermercados e resíduos orgânicos domiciliares, avaliando a importância desta combinação na aceleração do processo;
- submeter ao processo de vermicompostagem as misturas de resíduos previamente compostadas, avaliando vantagens e desvantagens que o processo apresenta na complementação da reciclagem biológica das mesmas;
- obter dados do balanço de massa/volume do processo de compostagem;
- estabelecer formas diferenciadas de operação (aeração e irrigação) que resultem em vantagens qualitativas e econômicas na produção de composto orgânico utilizando processo “windrow” em escala real;
- avaliar a disponibilidade de nutrientes provenientes da compostagem das misturas processadas;
- avaliar o grau de decomposição dos resíduos orgânicos processados;
- caracterizar através de análises físicas, químicas e biológicas os lixiviados gerados em processos de compostagem;
- analisar a eficiência de banhados construídos para o tratamento do efluente (lixiviado) do processo de compostagem.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 PROCESSO DE COMPOSTAGEM

##### 3.1.1 Conceituação e aspectos gerais

A compostagem é praticada desde a história antiga, porém, até recentemente, de forma empírica. Gregos, romanos e povos orientais já sabiam que resíduos orgânicos podiam ser retornados ao solo, contribuindo para a sua fertilidade. No entanto, só a partir de 1920, com Alberto Howard, é que o processo passou a ser pesquisado cientificamente e aplicado de forma racional. Nas décadas seguintes, muitos trabalhos científicos lançaram as bases para o desenvolvimento desta técnica, que hoje pode ser utilizada em escala industrial (Fernandes e Silva, 1999).

A compostagem é um processo de decomposição oxidativo biológico aeróbio e controlado de transformação de resíduos orgânicos em produto estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem. É normalmente realizada em pátios nos quais o material é disposto em montes de forma cônica, conhecidos como pilhas de compostagem, ou montes de forma prismática com seção similar à triangular, denominados leiras de compostagem (Bidone e Povinelli, 1999; Teixeira et al., 1999). Este processo de biodegradação é considerado uma alternativa de tratamento da matéria orgânica presente em resíduos sólidos.

Como processo biológico, a compostagem requer condições especiais, particularmente de temperatura, umidade, aeração, pH e relação C:N, nos diversos estágios do processo. A degradação biológica da matéria orgânica é acompanhada principalmente pela elevação da temperatura na massa de resíduos, cada grupo de organismos atuantes tendo uma faixa ótima de temperatura para o seu metabolismo. Assim, a temperatura apresenta-se como um dos fatores principais do desempenho da compostagem e é o fator mais indicativo do equilíbrio biológico na massa em decomposição, refletindo a eficiência do processo. A compostagem deve registrar temperaturas de 40°C a 60°C, durante os primeiros 30 (trinta) dias, como indicador de condições satisfatórias de equilíbrio no seu ecossistema (Pereira Neto e Cunha, 1995).

A compostagem como processo de biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracteriza-se pela produção de CO<sub>2</sub>, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável (Fernandes e Silva, 1999). Simplificando, significa a transformação de resíduos orgânicos por microrganismos, principalmente, em um composto, que pode ser um insumo agrícola, de odor agradável, fácil de manipular e livre de organismos patogênicos. Portanto, como é um processo biológico aeróbio, necessita de aeração, umidade e nutrientes. A temperatura é um fator importante a ser controlado, pois diz respeito à rapidez da biodegradação e à eliminação dos patogênicos. A compostagem aeróbia pode ocorrer tanto em condições de temperatura termofílica (45°C a 60°C) como mesofílica (30°C a 45°C). A temperatura é um fator indicativo de equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e que reflete a eficiência do processo. Os nutrientes, principalmente o carbono e o nitrogênio, são fundamentais para o crescimento microbiano. Fósforo e enxofre também são importantes, porém seu papel no processo é menos conhecido. Os microrganismos necessitam de carbono, com fonte de energia, e de nitrogênio para a síntese de proteínas.

Durante a compostagem, alguns componentes da matéria orgânica são utilizados pelos próprios microrganismos para a formação de seus tecidos, outros são volatilizados e outros são transformados biologicamente em uma substância escura, uniforme e aspecto de massa amorfa, rica em partículas coloidais, com propriedades físicas, químicas e físico-químicas inteiramente diferentes da matéria-prima original. (Bidone e Povinelli, 1999).

Neste processo, os componentes biodegradáveis passam por sucessivas etapas de transformação sob a ação de diversos grupos de microrganismos, resultando em um processo bioquímico altamente complexo (Andreoli, 2001).

O composto é, portanto, o resultado de um processo controlado de decomposição bioquímica de materiais orgânicos (Kiehl, 1985). Posteriormente, Kiehl denomina como húmus o produto final da compostagem, que é considerado um condicionador e melhorador das propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo. A legislação brasileira, todavia, classifica tais materiais como fertilizantes orgânicos (Kiehl, 1998).

Os principais produtos da compostagem são apresentados no esquema simplificado mostrado na figura 3.1.



Figura 3.1 - Esquema simplificado do processo de compostagem  
(Fonte: Fernandes e Silva, 1999, p.16)

A estabilização e humificação da matéria orgânica aumenta a capacidade de troca catiônica (CTC), podendo atingir valores entre 200 e 400 me/100g (Kiehl, 1985). Sabe-se também que os cátions adsorvidos pelo húmus ou pela argila do solo são menos lavados ou lixiviados pela água da chuva que atravessa o perfil, mas podem também ser perdidos por trocas por outros cátions (Kiehl, 1993).

A rapidez da decomposição da matéria orgânica dá-se de acordo com a estrutura molecular de cada material. Por exemplo, materiais ricos em carbono como serragens, palhas, resíduos de poda, entre outros, degradam mais lentamente que os resíduos úmidos domésticos (devido a alta relação carbono:nitrogênio). Nesse sentido, enquanto não for compensada a deficiência de nitrogênio, o processo avançará vagarosamente, podendo sofrer interrupções, ou até cessar. No caso da degradação de resíduos ricos em proteínas, e portanto, com maiores concentrações de nitrogênio, inverte-se a situação. Como a ocorrência do processo de decomposição da matéria orgânica dá-se em presença de O<sub>2</sub> atmosférico, ocorre a formação de gás carbônico e amônia, sendo esta última liberada para a atmosfera (baixa relação carbono:nitrogênio), até que se estabeleçam os níveis adequados para o desenvolvimento normal do processo (Bidone e Povinelli, 1999; Kiehl, 1985). Neste caso, a fim de se evitar perdas desnecessárias de N, com o empobrecimento nutricional do húmus ou composto obtido, é indispensável a adição ao material a ser estabilizado, de uma fonte de carbono (Bidone e Povinelli, 1999).

O processo de compostagem apresenta três diferentes etapas, sendo a primeira etapa correspondente a decomposição dos componentes facilmente biodegradáveis, a segunda etapa, termofílica, onde a celulose e materiais similares são degradados pela atividade fortemente oxidativa dos microrganismos e a terceira etapa de de maturação/estabilização (Kiehl, 1998). Bidone e Povinelli (1999) subdividem a terceira etapa em dois períodos de resfriamento.

Os microrganismos que participam mais ativamente do processo são os aeróbios e os facultativos, que predominam nas faixas de temperatura de 20°C a 45°C, os mesófilos, e de 45°C a 65° C, os termófilos; os psicrofílos, ativos à temperaturas entre 10°C a 25°C, têm

menor importância. Esses microrganismos, exotérmicos, liberam energia na forma de calor; isto explica o aquecimento natural das pilhas/leiras de compostagem, e justifica a importância do controle térmico do processo. Com este controle, evita-se que temperaturas muito elevadas venham a eliminar a massa biológica responsável pela estabilização do material em processamento. Na medida em que escasseiam os materiais mais facilmente decomponíveis, o processo diminui em intensidade, até cessar, com o retorno às condições ambientais de temperatura, com o material bruto já transformado em húmus (Bidone e Povinelli, 1999).

A conversão de substâncias orgânicas durante a compostagem é apresentada na figura 3.2.

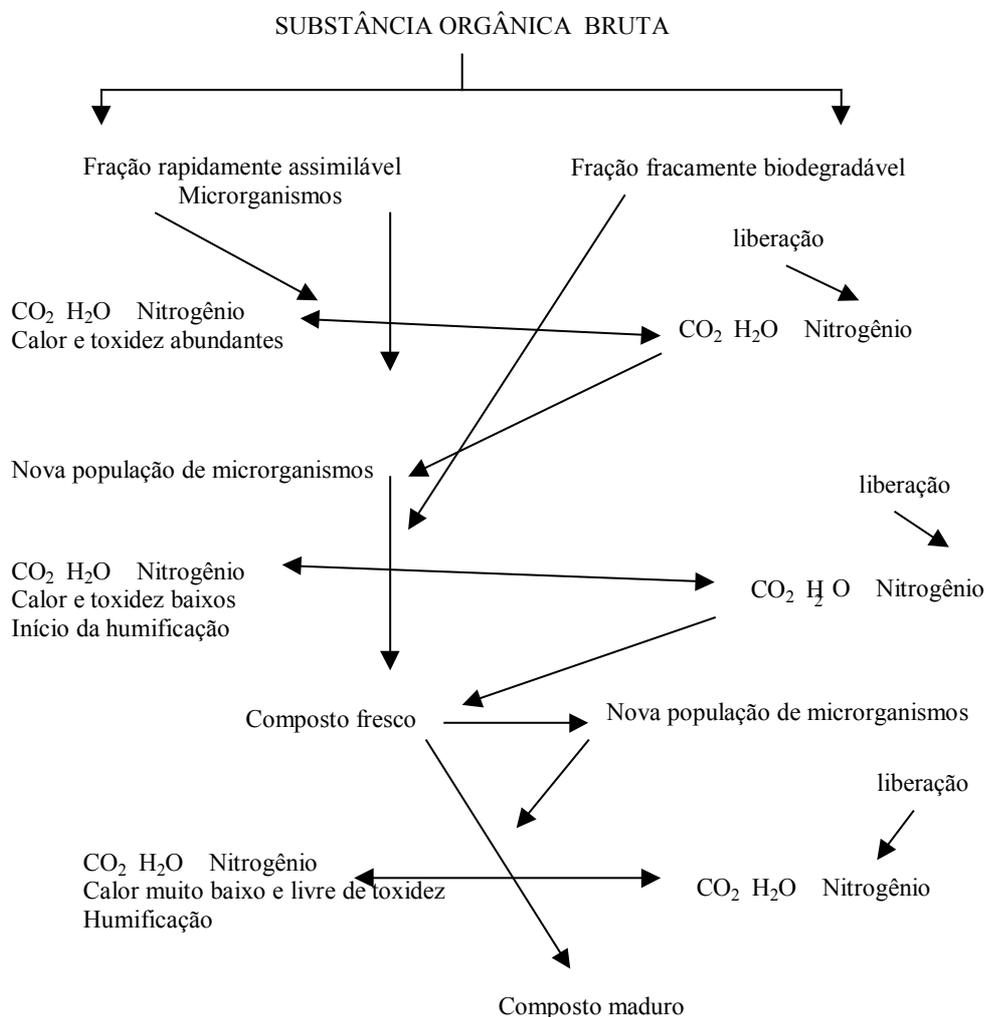


Figura 3.2 - Representação esquemática da evolução das substâncias orgânicas no processo de compostagem  
(Fonte: Sharma et al. 1997, p. 458)

### 3.1.2 Elementos biológicos fundamentais na compostagem

A microbiologia estuda alguns organismos que são predominantemente semelhantes aos vegetais, outros que são similares aos animais e, um terceiro grupo, que tem características comuns aos animais e vegetais. Haeckel (Pelczar et al., 1980), em 1866, apresentou uma das primeiras proposições de classificações para este terceiro grupo. Esses organismos foram chamados de protistas e colocados no reino Protista, constituído, unicamente, por seres unicelulares. Assim, de modo geral, estes são as bactérias, algas, fungos e protozoários, excluindo-se os vírus que não são organismos celulares. Mais tarde, os microrganismos foram divididos em duas categorias: procariontes e eucariontes. A divisão depende de algumas diferenças na estrutura celular. As algas azul-verdes e as bactérias são organismos procarióticos. Entre os microrganismos eucarióticos estão os protozoários, os fungos e as demais algas, as células animais e vegetais também são eucarióticas. Segundo Pelczar et al. (1980) os termos protistas inferiores e protistas superiores são usados, algumas vezes, para designar os microrganismos procarióticos e eucarióticos, respectivamente.

Outra classificação dos organismos é baseada na utilização de fonte de energia e quanto à forma de ingestão de carbono, ou seja: fototróficos, usam energia radiante, quimiotróficos, utilizam compostos químicos; autotróficos, absorvem pequenas quantidades de CO<sub>2</sub>, estes podem ser fotoautotróficos e quimioautotróficos (Pelczar et al, 1981). Os organismos chamados heterotróficos são aqueles que requerem um ou mais compostos orgânicos que não apenas o dióxido de carbono para a síntese do seu conteúdo plasmático celular (IBGE, 2004).

Os microrganismos aumentam a fertilidade do solo pela conversão (fixação) do nitrogênio atmosférico em compostos nitrogenados, utilizados pelas plantas na síntese de proteínas. Convertem as substâncias orgânicas em compostos inorgânicos, tornando-os úteis para os vegetais (Pelczar et al., 1980).

A transformação biológica da matéria orgânica crua biodegradável ao estado de matéria orgânica humificada, dá-se pelo trabalho dos microrganismos que participam do processo; sendo assim, é influenciada por todos os fatores que afetam a atividade dos mesmos. Os principais microrganismos responsáveis pelo processo de compostagem são as bactérias, os fungos e os actinomicetos (Bidone e Povinelli, 1999). Segundo Kiehl (1998) na

degradação da matéria orgânica também participam outros organismos como: algas, protozoários, nematóides, vermes, insetos e suas larvas.

Na decomposição aeróbia, as proteínas são primeiramente hidrolisadas por enzimas proteolíticas produzidas pelos microrganismos, gerando polipeptídeos, aminoácidos e outros derivados nitrogenados, os quais podem ser utilizados por outros microrganismos; o nitrogênio orgânico é convertido à forma amoniacal, sendo a quantidade produzida função do teor de proteína, de carboidratos e de outros constituintes de menor importância (Kiehl, 1985).

No início da decomposição da matéria orgânica, na etapa mesófila (40 a 50°C) predominam as bactérias e fungos produtores de ácidos orgânicos e de pequenas quantidades de ácidos minerais. Kiehl (1985) afirmou que com a elevação da temperatura (fase termófila) a população dominante será de actinomicetes, bactérias e fungos termófilos ou termotolerantes. Isto ocorrerá, principalmente, pela disponibilidade de oxigênio. O autor também afirmou que as bactérias formadoras de esporos se desenvolverão em temperaturas acima de 70°C. Com o abaixamento da temperatura e extinção dos açúcares e amidos, reaparecem as bactérias e fungos mesófilos.

A etapa de humificação do composto é conduzida por microrganismos específicos que sintetizam os polímeros complexos criando substratos para futuras atividades biológicas (Sharma et al., 1997).

Para Goldstein (1987) apud Devens (1995) a predominância dos microrganismos é influenciada, principalmente, pelos parâmetros: substâncias químicas da matéria que está sendo digerida com maior intensidade, teor de umidade, disponibilidade de oxigênio, relação C:N, pH e temperatura.

Segundo Kiehl (1985), em sistema de compostagem bem arejado, os principais organismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, as bactérias, os fungos e os actinomicetos, multiplicam-se espantosamente em toda a massa.

### 3.1.2.1 Bactérias

As bactérias são organismos unicelulares procarióticos ou formam simples associações de células similares; sua multiplicação é feita, normalmente, por divisão primária simples (Pelczar et al., 1980)

Para Devens (1995) as características mais marcantes das bactérias para o processo de compostagem são: exigências nutritivas, condições físicas necessárias ao crescimento e reprodução.

Todas as formas de vida, dos microrganismos aos seres humanos, necessitam de substâncias químicas para o seu crescimento. As bactérias absorvem P, N, Mn, Fe, Zn, Cu e outros elementos de substâncias orgânicas, podendo ainda o N ser retirado da atmosfera (Pelczar et al, 1980 apud Devens, 1995).

O termo “crescimento”, tal como é comumente aplicado às bactérias e a outros microrganismos, refere-se, usualmente, às alterações havidas na cultura das células e não às alterações de um organismo isolado (Pelczar et al., 1980)

Uma vez que todos os processos de crescimento dependem de reações químicas e que essas reações são influenciadas pela temperatura, o crescimento bacteriano pode ser profundamente afetado por esta condição.

Quanto às exigências atmosféricas, o oxigênio e o dióxido de carbono são os principais gases que afetam o crescimento bacteriano. As bactérias, em relação a resposta ao oxigênio livre, são divididas em quatro grupos (Pelczar et al., 1980):

- bactérias aeróbias: crescem na presença de oxigênio livre;
- bactérias aneróbias: crescem na ausência de oxigênio livre;
- bactérias anaeróbias facultativas: crescem tanto na presença como na ausência de oxigênio livre;
- bactérias microaerófilas: crescem na presença de pequenas quantidades de oxigênio livre

Para a maioria das bactérias, o pH ótimo de crescimento se localiza entre 6,5 e 7,5. As variações mínimas e máximas, para a maior parte das espécies, estão entre pH 4 e pH 9 (Pelczar et al., 1980).

### 3.1.2.2 Fungos

Os fungos são organismos heterotróficos, obtendo sua alimentação a partir da matéria orgânica inanimada ou nutrindo-se como parasitas de hospedeiros vivos. Como saprófitas, decompõe resíduos complexos de plantas e animais, transformando-os em formas químicas mais simples, que retornam ao solo (Pelczar et al., 1980). Esses microrganismos são eucarióticos quimiorganotróficos. Reproduzem-se, naturalmente, por meio de esporos, com poucas exceções. Os fungos não tem clorofila, são filamentosos em geral (5 a 10  $\mu\text{m}$  de dimensão transversal) e comumente ramificados.

Segundo Pelczar et al. (1980), fisiologicamente, os fungos (bolores) adaptam-se a sobrecargas mais severas do que a maioria dos microrganismos. Por exemplo, os fungos podem crescer em substratos com concentrações de açúcar intoleráveis para as bactérias, já que não são tão sensíveis às altas pressões osmóticas. Podem tolerar e crescerem em concentrações altas de ácidos, suportando variações de pH entre 2 e 9, embora o ótimo, para a maioria das espécies, esteja situado em torno de 5,6 (Pelczar et al., 1980). Quanto à umidade, embora seja exigida para o desenvolvimento dos fungos e que possam retirar água da atmosfera, esses são capazes de sobreviver em ambientes desidratados que inibiriam as bactérias não-esporuladas. Para o mesmo autor, quando o ambiente se desidrata, os fungos produzem esporos ou entram em estado de vida latente.

### 3.1.2.3 Actinomicetos

Os actinomicetos são do grupo de bactérias corineformes; este grupo é formado pela família Propionibacteriaceae e pela ordem Actinomycetales (Pelczar et al, 1980).

Segundo Pelczar et al. (1980) os microrganismos pertencentes à ordem Actinomycetales são caracterizados por serem filamentosos e ramificados. Não formam esporos do tipo encontrado nas verdadeiras bactérias, embora muitas espécies produzam esporos semelhante aos fungos. O crescimento celular ramificado (micélio), juntamente com os métodos especializados de esporulação, relacionam esses germes com os fungos; deste modo, os membros da ordem Actinomycetales são designados como bactérias semelhantes aos fungos. Do lado bacteriano, os actinomicetos se relacionam com os germes gram-positivos, não esporulados (Pelczar et al., 1980). Frobisher et al. (1974) citaram algumas diferenças entre fungos e os actinomicetos: o diâmetro dos filamentos das actinomicetos é de 1

a 5  $\mu\text{m}$  de diâmetro, enquanto nos fungos é de 10 a 20  $\mu\text{m}$  e a estrutura das células dos actinomicetos é procariótica, dos fungos é eucariótica.

### 3.1.3 Principais variáveis de controle do processo

Sendo a compostagem um processo biológico aeróbio, os fatores mais importantes que influenciam a degradação da matéria orgânica são a aeração, os nutrientes e a umidade. A temperatura também é um fator importante, principalmente no que diz respeito à rapidez do processo de biodegradação e à eliminação de patógenos, porém é resultado da atividade biológica (Fernandes e Silva, 1999).

#### 3.1.3.1 Umidade

Sem água, não há vida. Esta circunstância, por si só, já demonstra a importância da umidade na compostagem. Para que o processo ocorra idealmente, é importante buscar-se o equilíbrio água-ar, o que é obtido mantendo-se o material em processamento com um teor de umidade da ordem de 55%. Umidades superiores a 60% levam a anaerobiose e inferiores a 40%, reduzem significativamente a atividade biológica (Bidone e Povinelli, 1999). Com umidade abaixo de 40%, a decomposição será aeróbia, mas lenta, predominando a ação de fungos, pois as bactérias estarão pouco ativas (Kiehl, 1998).

Os resíduos orgânicos domésticos ou domiciliares apresentam naturalmente uma umidade ao redor de 55%, razão pela qual a compostagem representa uma interessante alternativa para a sua transformação em húmus. Materiais fibrosos podem exigir, inicialmente, umidade de 60%. Lodos de esgoto em geral, com umidades normalmente superiores a 90%, devem sofrer uma desidratação prévia, antes de serem encaminhados para processamento. Além disso, agentes estruturantes poderão ser agregados aos mesmos, visando reduzir a sua densidade e evitando a compactação excessiva da leira (Bidone e Povinelli, 1999).

#### 3.1.3.2 Aeração

A compostagem deve ser realizada em ambiente aeróbio. Além de mais rápida e melhor conduzida, não produz mau cheiro nem proliferação de moscas. A aeração pode

ocorrer por revolvimento manual ou por meios mecânicos, com insuflamento de ar (Bidone, 1996).

A dificuldade em se medir o O<sub>2</sub> na pilha, faz com que o controle se realize pela avaliação da temperatura, da umidade e do tempo de revolvimento. Externamente, a pilha contém 18 a 20 % de O<sub>2</sub>, próximo a atmosfera; no interior da pilha, o oxigênio vai baixando, até que em profundidades maiores que 0,60 m, reduz-se a 0,5 a 2 %, na base e no centro da pilha. Considera-se que idealmente, na etapa termófila, a concentração de O<sub>2</sub> deva ser de 5 %, já se encontrando no entanto 0,5 % sem sintomas de anaerobiose. Para fins de dimensionamento de equipamentos eletro-mecânicos de insuflamento de ar nas leiras de compostagem, são recomendados 0,3 a 0,6 m<sup>3</sup> de ar por quilograma de sólidos voláteis por dia (Bidone, 1996; Bidone e Povinelli, 1999).

Segundo a USEPA (1994) a quantidade de oxigênio necessária para a compostagem depende do estágio do processo, do tipo de resíduo, do tamanho da partícula e da umidade do substrato.

Na primeira etapa de compostagem é notada a grande necessidade de suprimento de oxigênio para dar início ao processo. Segundo Sharma et al. (1997) a etapa inicial da compostagem necessita de 5 - 15% de oxigênio. Por outro lado, na última etapa prefere-se condições menos oxidativas, onde as atividade biológicas são mais fracas e a temperatura é reduzida, sendo requerida a percentagem de oxigênio de 5%.

Teoricamente, a degradação dos sólidos voláteis do material a ser compostado pode ser estimada pela reação química de uma molécula biodegradável :



Com base na equação acima, são necessárias 2g de oxigênio por grama de sólidos voláteis biodegradáveis para oxidação da matéria orgânica biodegradável. Caso o objetivo da aeração seja também o de secar o composto, então a necessidade de ar pode ser 10 vezes maior (Fernandes e Silva, 1999).

### 3.1.3.3 Temperatura

A compostagem aeróbia pode ocorrer em regiões tanto de temperatura termofílica (45°C a 85°C) como mesofílica (25°C a 43 °C) (Andreoli, 2001).

Modesto Filho (1999) e Kiehl (1998) definem três etapas bem definidas na compostagem em relação a temperatura. Sendo a primeira etapa mesofílica, a segunda etapa termofílica e a terceira etapa mesofílica, correspondendo as duas primeiras de estabilização da matéria orgânica e a última de humificação ou maturação da matéria orgânica. Já, Bidone e Povinelli (1999) definem quatro etapas da compostagem. A Etapa 1, de elevação da temperatura até o limite preconizado como ótimo na compostagem, pode levar algumas horas (entre 12 e 24 horas) ou alguns dias, dependendo dos condicionantes ambientais na região onde se encontra o pátio de processamento. Atingida uma temperatura entre 55°C e 60°C, introduz-se um fator externo de controle – o revolvimento - com ou sem umidificação, ou a aeração mecânica, realizada de forma intermitente, conduzindo-se, então, a bioestabilização na faixa de aquecimento adequada. A etapa 2, de degradação ativa do material orgânico no método convencional “windrow”, podendo demorar de 60 a 90 dias. Quando as leiras são operadas na forma “estática aerada”, o período resulta significativamente menor, da ordem de 30 dias. Na etapa 3, inicia-se o resfriamento do material que, em condições normais, leva de três a cinco dias. A etapa 4, de maturação ou cura do material compostado, com a formação de ácidos húmicos, leva de 30 a 60 dias. A figura 3.3 representa esquematicamente as quatro etapas da compostagem.

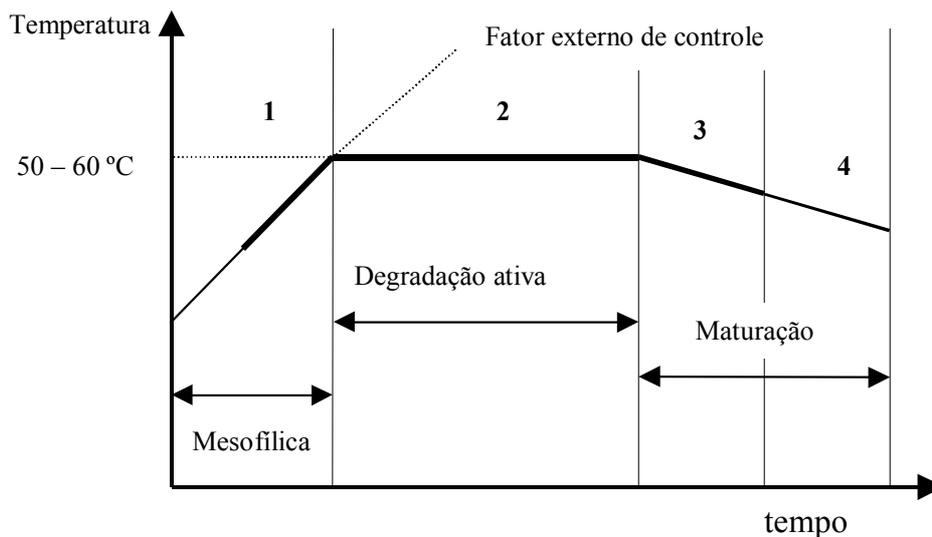


Figura 3.3 - Esquema das etapas da compostagem  
(Fonte: Bidone, 1996, p. 43)

Embora a elevação da temperatura seja necessária e interessante para a eliminação de microrganismos patogênicos, alguns pesquisadores observaram que a ação dos microrganismos sobre a matéria orgânica aumenta com a elevação da temperatura até 65°C; acima deste valor, o calor limita as populações aptas, havendo o decréscimo da atividade biológica (Andreoli, 2001).

Alguns autores julgam que a faixa ótima para a ocorrência do processo é a compreendida entre 50°C a 70°C, dando preferência para um valor médio ao redor de 55°C; temperaturas acima de 65°C são desaconselháveis, uma vez que mantidas por longos períodos, eliminam os microrganismos bioestabilizadores, responsáveis pela transformação do material bruto em húmus. Na faixa ideal, ocorre a quase completa erradicação do meio de ervas daninhas e dos microrganismos patogênicos, o que garante a qualidade sanitária do composto. São perceptíveis no âmbito das pilhas/leiras, somente algumas cepas mais resistentes, e parasitas de origem não humana, provenientes de animais que normalmente acercam-se do material em processamento em busca de alimento. Além disso, elevadas temperaturas levam a pesadas perdas de nitrogênio, na forma de amônia, empobrecendo o composto em termos nutricionais (Bidone e Povinelli, 1999).

O aquecimento das pilhas/leiras de compostagem ocorre naturalmente, em função do processamento do material pelos microrganismos cujo metabolismo é exotérmico. A passagem da etapa psicrófila para a mesófila e, subseqüentemente, para a termófila ocorre rapidamente, com a multiplicação da massa de microrganismos em dois a três dias. Idealmente, a etapa termófila deve ser mantida por pelo menos um mês (Bidone e Povinelli, 1999).

O controle da faixa ideal de temperatura é realizado através do revolvimento do material em processamento, ou de sua irrigação, ou de ambos; baixas temperaturas são indicativos de alta umidade, e temperaturas elevadas indicam baixa umidade. Também, como as pilhas/leiras apresentam diferentes temperaturas da parte mais interna a mais externa, o seu volume e a sua configuração geométrica também podem interferir na temperatura. Portanto, o controle da temperatura pode ser feito com o abaixamento da altura da pilha, irrigação e revolvimento. É importante referir que o revolvimento, por si só, não evita que de 6 a 12 horas após haja a recuperação do calor (Bidone e Povinelli, 1999).

Atualmente, a aeração também é usada como meio de controlar a temperatura. Em certos casos, o insuflamento de ar comprimido na massa do composto pode ser de 5 a 10 vezes maior do que o estritamente necessários à respiração microbiana, tendo assim a função de dissipar o calor liberado no processo (Andreoli, 2001).

#### 3.1.3.4 Relação carbono:nitrogênio

A relação C:N (peso em peso) ideal para a compostagem é frequentemente considerada como 30:1. Dois terços do carbono são liberados como dióxido de carbono que é utilizado pelos microrganismos para obter energia e o outro terço do carbono em conjunto com o nitrogênio é utilizado para constituir as células microbianas (note-se que o protoplasma microbiano tem uma relação C:N próxima de 10:1 mas, para efetuar a síntese de dez carbonos com um nitrogênio, e assim constituir o seu protoplasma, os microrganismos necessitam de vinte carbonos, aproximadamente, para obter energia). As perdas de nitrogênio podem ser muito elevadas (por exemplo, de 50%) durante o processo de compostagem dos materiais orgânicos, particularmente quando faltam os materiais com elevada relação C:N. Para baixa relação C:N o nitrogênio ficará em excesso e poderá ser perdido como amônia causando odores desagradáveis. Para alta relação C:N, a falta de nitrogênio irá limitar o crescimento microbiano e o carbono será degradado lentamente com temperaturas baixas. Um volume de três partes de materiais ricos em carbono para uma parte de materiais ricos em nitrogênio é uma mistura muitas vezes utilizada. Com o aumento dos materiais ricos em carbono relativamente aos nitrogenados o período de compostagem requerido aumenta. (ESALPL - Manual de Compostagem, 2005).

Segundo Kiehl (1998) a relação C:N de resíduos orgânicos pode variar de 8:1 até 80:1. Já Andreoli (2001) constata que a relação C:N pode variar de 20:1 a 70:1 de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato.

Para Russo (2003) a relação C:N decorre da própria definição de compostagem, como processo biológico, onde os elementos C e N são fundamentais, pois constituem elementos presentes nas células microbianas, em que C representa em média 50% e N de 2 a 8%. A relação C:N depende do microrganismo e do meio de crescimento. O mesmo autor cita que a relação C:N é utilizada como indicador da estabilidade biológica do composto, definindo a qualidade do produto resultante da compostagem de resíduos urbanos. No entanto, este parâmetro não dispensa uma interpretação com base nas características iniciais do produto,

constituindo melhor avaliação a análise dos valores C:N inicial e final. Deste modo, a relação C:N tem sido objeto de pesquisa por parte de muitos autores, que propuseram relações ótimas para a compostagem (Tabela 3.1). Alguns autores apresentam um intervalo de variação que refletirá melhor os mecanismos metabólicos envolvidos. Com efeito, a disponibilidade de C é a maior fonte de energia para os microrganismos, porém a sua eficiência não é 100% e a demanda de C é maior que a do N. Apesar da grande diferença de demandas, a carência de N é limitante no processo, por ser essencial para o crescimento e reprodução celular. Quando parte do carbono disponível é de difícil ataque, como a lignina, celulose e hemicelulose, será aconselhável uma relação C:N maior, pois o C biodisponível é inferior ao C total. Quando há um decréscimo da C:N inicial de 35:1 a 40:1 para uma relação final de 18:1 a 20:1, traduz-se normalmente por um avanço no grau de maturação. Por outro lado, se o material a compostar for rico em N, ou seja, com baixa C:N (10:1 ou inferior), com o avanço da degradação a relação tende a aumentar devido à perda do N (Zucconi *et al*, 1987 apud Russo, 2003). Apesar dos valores sugeridos pelos pesquisadores para a relação C:N ótima na compostagem, constata-se que não poderá ser um valor absoluto, mas que varia com as características do material a compostar.

Tabela 3.1 - Relações C:N ótimas para a compostagem

Relação C:N	Autor	Ano
30:1 - 35:1	Gotaas, H. B.	1959
30:1	Haug, R. T.	1980
< 20:1	Cardenas et al	1980
20:1 - 30:1	Gouleke, C. G.	1981
25:1	Bertoldi et al	1983
30:1 - 40:1	Pereira Neto, J. T.	1989
25:1 - 40:1	Richard, T. L.	1992

(Fonte: Russo, 2003)

O acompanhamento da relação C:N durante a compostagem permite conhecer portanto, o andamento do processo, indicando quando o composto atingiu a semicura ou bioestabilização (relação C:N em torno de 18:1) e depois transformou-se no produto acabado ou humificado (relação C:N em torno de 10:1) (Kiehl, 1998).

Entre os parâmetros definidos pela Portaria nº 1 de 4 de março de 1983 do Ministério da Agricultura está a relação C:N. O composto orgânico para ser aplicado ao solo deverá ter

no máximo 18:1 de relação C:N (Fernandes e Siva, 1999). A adição de um composto de elevada relação C:N ao solo, conduz à competição pelo nitrogênio disponível, entre microrganismos e plantas, enquanto que uma relação baixa pode favorecer o desenvolvimento das plantas.

A figura 3.4 representa as etapas de transformação do carbono e do nitrogênio ao longo do período de estabilização (Bidone, 1996; Kiehl, 1985).

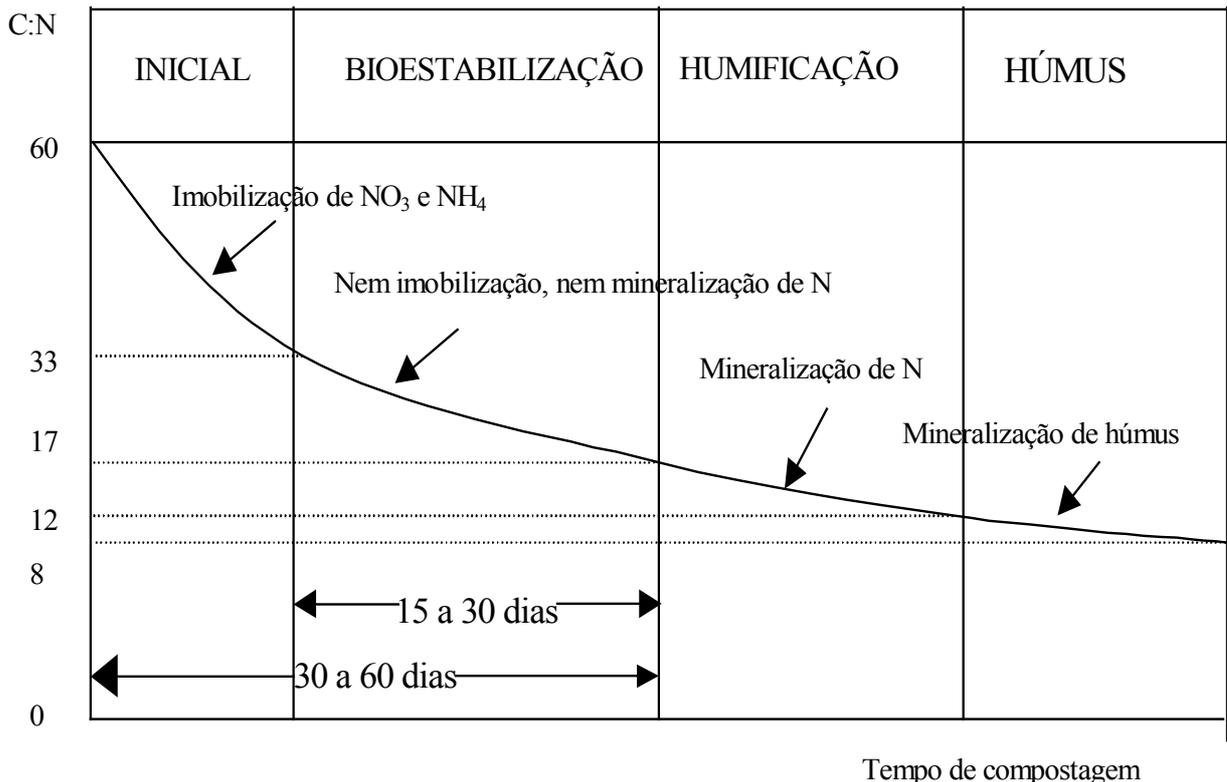


Figura 3.4 - Etapas de decomposição  
(Fonte: Bidone, 1996, p. 43; Kiehl, 1985, p. 257)

### 3.1.3.5 pH

A compostagem aeróbia provoca a elevação do pH da massa em biodegradação. Ao início do processo, o material produzido pode tornar-se mais ácido (de 5 a 6), devido a formação de ácidos minerais e gás carbônico. Estes logo desaparecem, dando lugar aos ácidos orgânicos, que reagem com as bases liberadas da matéria orgânica, neutralizando e transformando o meio em alcalino, chegando a valores de 8 a 8,5. Isto é devido principalmente a decomposição das proteínas bem como pela eliminação do gás carbônico. Assim é que independentemente do uso de corretivos, a compostagem conduz à formação de matéria orgânica húmica com reação alcalina (Bidone e Povinelli, 1999).

Quando o pH no início da compostagem é elevado, associado a altas temperaturas, causa a perda de nitrogênio por volatilização da amônia (De Bertoldi, M., Zucconi, F., 1980 apud Russo, 2003). Vários autores consideram que o pH afeta compostagem e difícil de ser controlado durante o processo. No entanto, Pereira Neto (1987, 1992) apud Russo (2003) constatou nos seus trabalhos que o pH é auto regulado no processo de compostagem, não merecendo, por isso, uma preocupação especial em controlá-lo durante o processo de compostagem.

#### 3.1.3.6 Tamanho da partícula

De modo geral, as partículas destinadas à compostagem de resíduos sólidos orgânicos devem apresentar dimensões entre 25 e 75 mm (Fernandes e Silva, 1999). Se as partículas forem muito finas, pode ocorrer compactação excessiva do material. Para evitá-la, deve-se agregar material sólido (por exemplo, cavacos de madeira) à massa, melhorando a sustentação, a porosidade e a decorrente aeração. Por outro lado, se as partículas forem muito grossas, deve-se triturá-las antes da montagem das leiras (Bidone e Povinelli, 1999).

Segundo Russo (2003), o tamanho das partículas tem importância na oxigenação da massa em compostagem. Partículas menores que 2 mm são muito finas e a aeração é mais difícil, enquanto que acima de 16 mm facilita o arejamento natural, sem revolvimentos constantes. Por outro lado, quanto menor forem as partículas, maior será a área de ataque pelos microrganismos (Gotaas, 1956; Bertoldi *et al.*, 1983 apud Russo, 2005). Deste modo, deve procurar-se um compromisso entre necessidades de arejamento e área exposta a ataque por microrganismos).

Para compostagem de resíduos orgânicos de origem urbana, Pereira Neto (1989) apud Russo (2003) recomenda uma granulometria de 20 até 50 mm, por facilitar a oxigenação ao formar uma massa porosa por onde passa o ar rico em oxigênio. Deste modo, a granulometria influi em diversos parâmetros da compostagem, como oxigenação, umidade e temperatura.

#### 3.1.4 Métodos convencionais de compostagem

Primitivamente o método de compostagem, utilizado em larga escala nas áreas agrícolas, envolvia simplesmente a estocagem de materiais putrescíveis, levando alguns

meses para ser degradado. Este método, espontâneo e sem biotecnologia, atualmente não é aceito ambientalmente, pelo fato de não garantir a qualidade final do produto, o composto orgânico.

O fluxograma apresentado na figura 3.5 é aplicável a qualquer operação de compostagem de resíduos sólidos urbanos, embora o peneiramento, algumas vezes, não seja requerido. A maior diferença entre os processos de compostagem está na metodologia de aeração. Genericamente, podem ser divididos em três tipos, tais como: compostagem em leiras com revolvimento mecânico, sistema “windrow”; compostagem em leiras estáticas aeradas e compostagem em reatores biológicos.

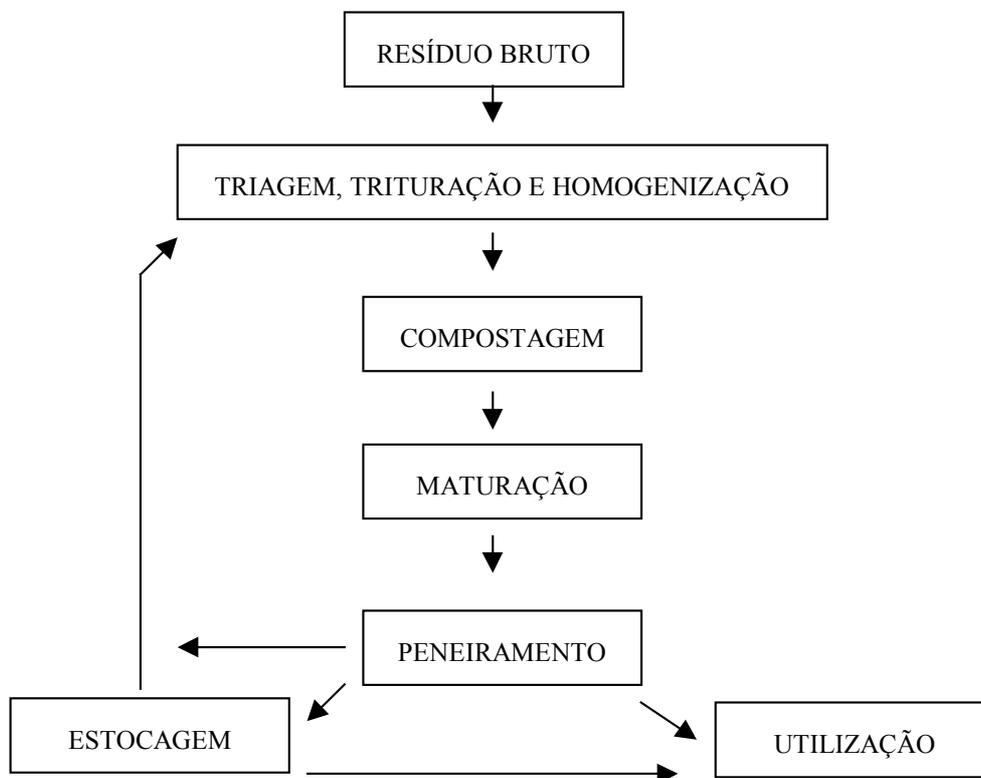


Figura 3.5 - Fluxograma típico de um processo de compostagem (Fonte: Shaub e Leonard, 1996, p. 263).

Uma comparação qualitativa destes três métodos é apresentada na figura 3.6. Geralmente, sistemas com alta tecnologia requerem maiores investimentos, mas resultam em melhores condições de controle e maiores taxas de oxidação. Processos envolvendo altas taxas de biodegradação da matéria orgânica necessitam de menores áreas de projeto. No entanto, a seleção do método a ser utilizado depende primeiramente da natureza do resíduo,

da localização da unidade de processamento e dos recursos financeiros disponíveis (Shaub e Leonard, 1996).

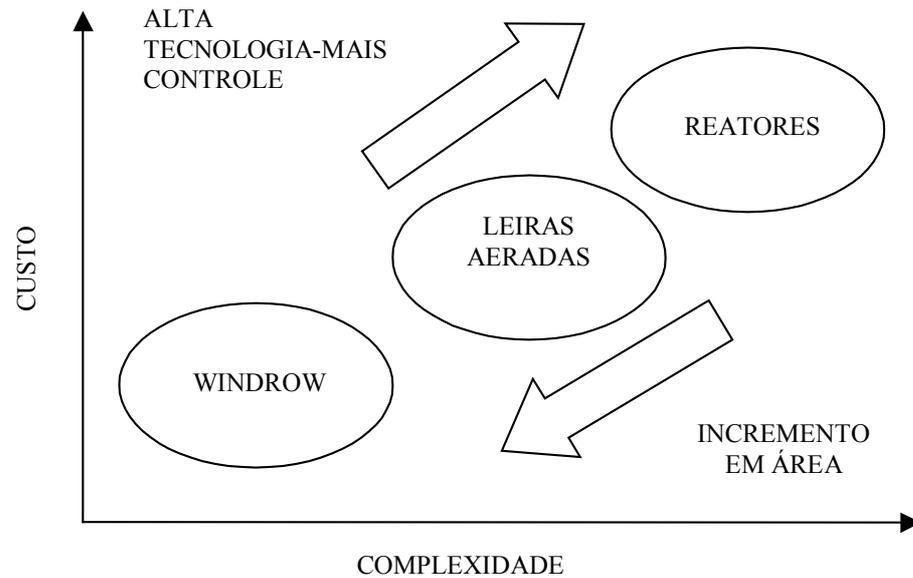


Figura 3.6 - Comparação esquemática dos métodos de compostagem (Fonte: Shaub e Leonard, 1996, p. 263).

#### 3.1.4.1 Compostagem pelo sistema “windrow”

Neste método de compostagem é necessário que o local do processo seja tecnicamente apropriado. O projeto deve levar em consideração as condições do solo, topografia, sistema de drenagem existente, além de outras características específicas. As leiras devem ser dimensionadas de forma que não haja perda de calor para manutenção do processo (Sharma et al, 1997).

A mistura e aeração dos resíduos orgânicos no sistema “windrow” é realizada através de revolvimentos realizados por equipamentos mecânicos. A introdução de ar na massa de sólidos é feita por difusão e convecção (Andreoli, 2001). No momento em que é realizado o revolvimento, a matéria orgânica entra em contato com a atmosfera rica em oxigênio, o que permite suprir momentaneamente as necessidades de aeração do processo biológico. O efeito do revolvimento é limitado e depende de outros fatores, principalmente porosidade, umidade e nutrientes (Fernandes e Silva, 1999).

Existem máquinas específicas para misturar e revolver o composto, sendo estas máquinas de dois tipos básicos (Fernandes e Silva, 1999):

- implementos tracionados por tratores agrícolas, alguns já fabricados no Brasil;

- equipamentos auto-propelidos, que se deslocam sobre a leira e realizam o revolvimento, deixando as leiras com dimensões padrão, fixadas pelo modelo do equipamento (Figuras 3.7 e 3.8).

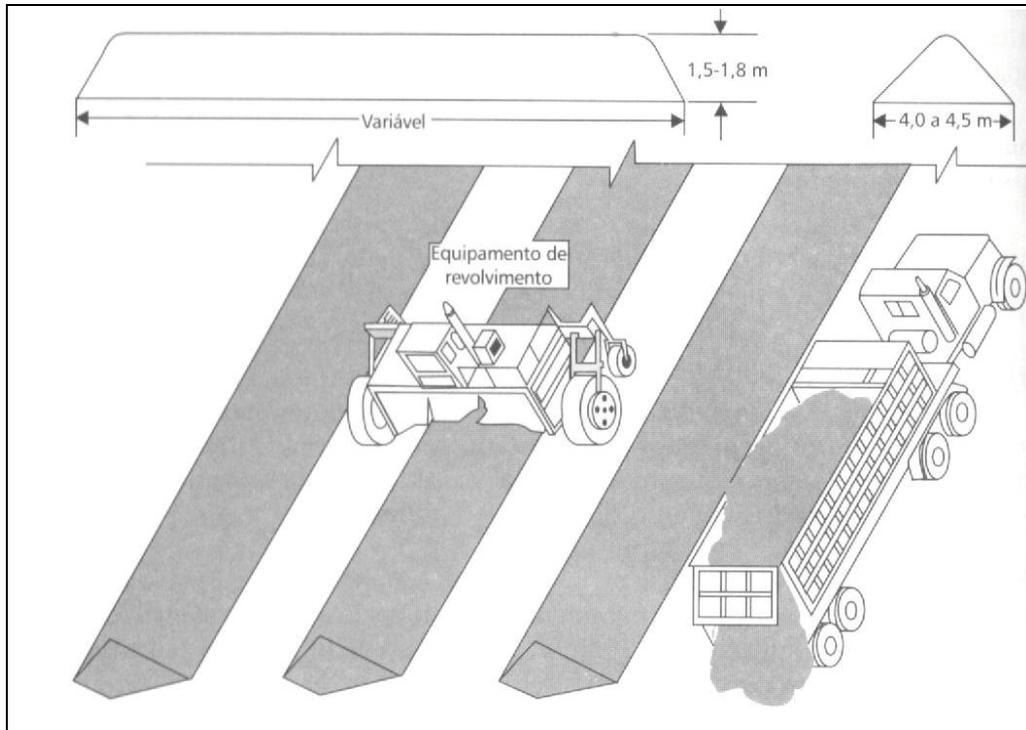


Figura 3.7 - Equipamento auto-propelido para revolvimento de leiras  
(Fonte: Fernandes e Silva, 1999.)

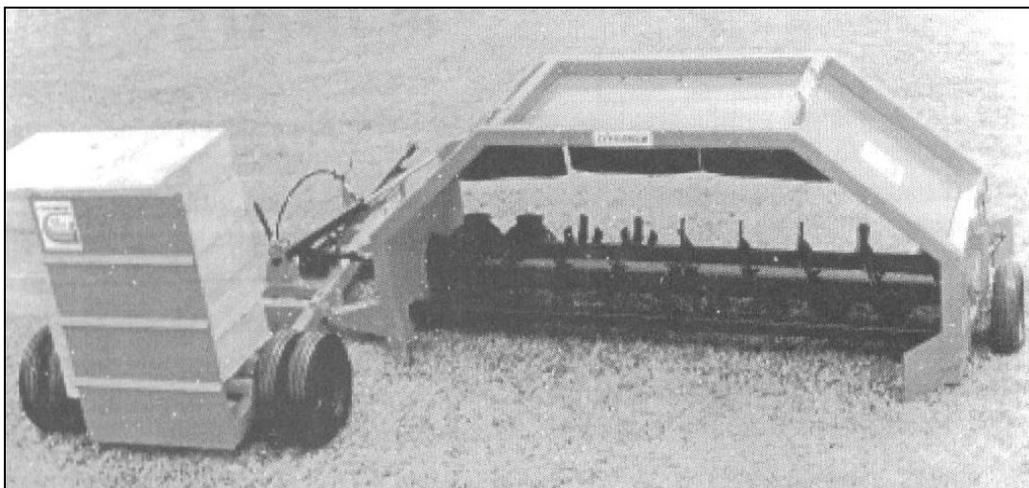


Figura 3.8 - Equipamento para revolvimento de leiras  
Fonte: Fernandes e Silva, 1999.

Na prática, utilizam-se pás carregadeiras ou retroscadeiras (Figura 3.9), que são equipamentos convencionais de obras de terraplenagem, cuja eficiência é menor, porém podem ser usadas com bons resultados (Fernandes e Silva, 1999).



Figura 3.9 - Retroescavadeira utilizada para revolvimento de leiras de compostagem

Fernandes e Silva (1999) afirmaram que a altura e seção das leiras dependem do resíduo estruturante e do método de construção das leiras, sendo que as mais comuns são as de seção triangular com altura de 1,50 a 1,80 m e 4,0 a 4,5 m de base e apresentam resultados comprovados. Porém, é possível variar as dimensões, como mostra a tabela 3.2. O espaçamento entre as leiras deve ser determinado em função das características do equipamento que fará o revolvimento (Fernandes e Silva, 1999).

Tabela 3.2 - Comparação entre as dimensões das leiras e áreas necessárias para a compostagem pelo sistema “windrow”

Parâmetro	Baixo	Médio	Alto
Altura (m)	0,9	1,4	2,1
Base (m)	3,7	4,3	7,0
Volume por comprimento (m <sup>3</sup> /m)	1,7	3,0	7,35
Relação superfície/volume (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	2,2	1,43	0,95

(Fonte: adaptado de Fernandes e Silva, 1999, p. 42.)

Para Kiehl (1998) o programa de revolvimento das leiras deve ser baseado na concentração de oxigênio, na temperatura e na umidade, considerando-se o parâmetro mais deficiente ou apenas dois ou os três conjuntamente.

Segundo Fernandes e Silva (1999), durante a compostagem, as leiras devem ser revolvidas no mínimo três vezes por semana para atender os seguintes objetivos:

- aerar a massa de resíduos em compostagem;

- aumentar a porosidade do meio, que sofre uma compactação natural devido ao peso próprio do resíduo;
- homogeneizar a mistura;
- expor as camadas externas às temperaturas mais elevadas do interior da leira, melhorando a eficiência da desinfecção;
- em alguns casos, reduzir a granulometria dos resíduos;
- diminuir o teor de umidade dos resíduos;
- controlar a temperatura do processo.

O sistema de leiras revolvidas pode gerar alguns problemas de odor no início do processo. Esta emissão é mais intensa no momento do revolvimento. Formas de amenizar este problema é aumentar a frequência de revolvimento, para evitar anaerobiose (Fernandes e Silva, 1999). A figura 3.10 mostra a seção de uma leira de composto indicando como se dá o movimento do ar quente em seu interior. Resultado do fenômeno da convecção, o fluxo de ar quente é importante para garantir o suprimento de oxigênio aos microrganismos. As forças de convecção aumentam a pressão do ar no centro da pilha à medida que a temperatura se eleva, fazendo-o deslocar-se como indicam as setas e sair pela crista do composto. Desta forma é realizada a circulação de ar dentro da leira. O suprimento de oxigênio dependerá principalmente dos espaços vazios, da umidade e da frequência de revolvimento (Kiehl, 1985).

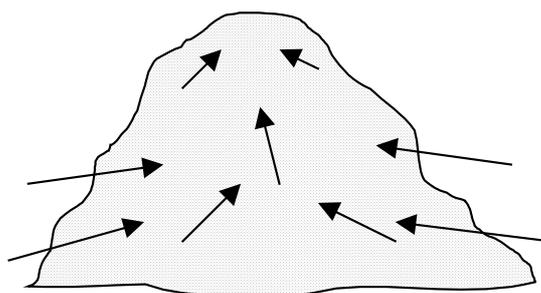


Figura 3.10 – Fluxo de ar quente no interior do composto  
(Fonte: Kiehl, 1985, p. 250).

Segundo Kiehl (1985), há uma relação ideal entre a porosidade e o conteúdo de água do material orgânico em compostagem. De maneira geral, a porosidade total deve estar entre 30% e 36% e teor de umidade entre 55% e 65%. Materiais de consistência firme e de granulometria grosseira, estruturalmente resistentes, garantem melhor aeração, pelo fato de não compactarem-se pela pressão exercida pelas camadas superiores. Materiais tenros,

amorfo e de granulometria fina, como lodos, possuem poucos espaços vazios, sendo difícil manter boa aeração na pilha ou leira.

Normalmente, em sistemas “windrow”, onde a mistura de resíduos está bem equilibrada, nos primeiros 2 - 4 dias de compostagem, a temperatura deve passar dos 55°C e se estabilizar em torno de 60°, durante toda a etapa de estabilização, que terá duração variável, em função das características dos resíduos e da operação do sistema. Um período de 1 a 2 meses, normalmente é suficiente para que a etapa termófila complete seu ciclo. Na etapa seguinte, de maturação, o composto normalmente é transportado para um pátio específico, onde a necessidade de aeração é menor, podendo o revolvimento ser realizado a cada 20-25 dias. O final da etapa de maturação pode ser comprovado por testes específicos, porém tem duração média, de 2 a 3 meses. Após a maturação, o composto pode ser peneirado e ensacado, ou então vendido a granel (Fernandes e Silva, 1999).

Um sistema “windrow” simplificado é apresentado no manual da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1994). Denominado compostagem passiva, é utilizado principalmente para resíduos com partículas uniformes, como é o caso dos resíduos de podas picados. Embora seja aplicável para qualquer tipo de resíduos, não é recomendável para resíduos domiciliares e outros que podem gerar problemas de odores, como lodos que contêm altos teores de nitrogênio. Este sistema é o mais econômico e consiste da montagem das leiras e de um revolvimento a cada ano. O controle da umidade é necessário para manter o processo na faixa ideal. A medida essencial de qualquer processo é a temperatura, que indica a eficiência da compostagem. Neste processo também pode-se controlar a temperatura e umidade pela configuração geométrica da leira. Este sistema de compostagem é simples, no entanto é sugerido que seja implantado em regiões com pouca densidade populacional e com proteção ambiental através da instalação de cortina vegetal para emissão dos odores.

#### 3.1.4.2 Compostagem em leiras estáticas aeradas

O método foi desenvolvido na Estação Experimental de Beltsville, no Estado de Maryland, USA (Kiehl, 1998), sendo conhecido como método da pilha estática, aplicado inicialmente para lodo de esgoto. A leira estática aerada difere da compostagem natural, pelo fato de não sofrer nenhum revolvimento. O sistema de leira estática não é recomendável para todo tipo de resíduo sólido, pois para isto o material a ser compostado deve ser homogêneo e

possuir granulometria suficiente para garantir boa permeabilidade do ar insuflado, sob baixa pressão.

O processo consiste em colocar no piso do pátio uma tubulação plástica ou metálica, perfurada, de 10 cm de diâmetro em forma de retângulo e ligada a um exaustor. Sobre esta tubulação, dispõe-se uma camada de madeira triturada com 15 a 20 cm de espessura, servindo de leito filtrante para o lixiviado e também facilitar a passagem do ar na leira, que será insuflado ou aspirado através dos orifícios da tubulação. Sobre esta drenagem é montada a leira, formada pela mistura de resíduos (Kiehl, 1998). No final da montagem recobre-se a leira com uma camada fina de composto maturado e peneirado, cuja finalidade é reter o calor na pilha e filtrar os gases, diminuindo os odores. Fernandes e Silva (1999) recomendam 5 cm para esta camada, enquanto Kiehl (1998) indica 30 cm. Kiehl (1998) afirmou que inicialmente era realizada somente a aspiração intermitente. Depois passou-se a intercalar aspiração e insuflação de ar. Nesta técnica, o ar retirado da leira é insuflado em composto pronto como forma de reter os odores (Figura 3.11).

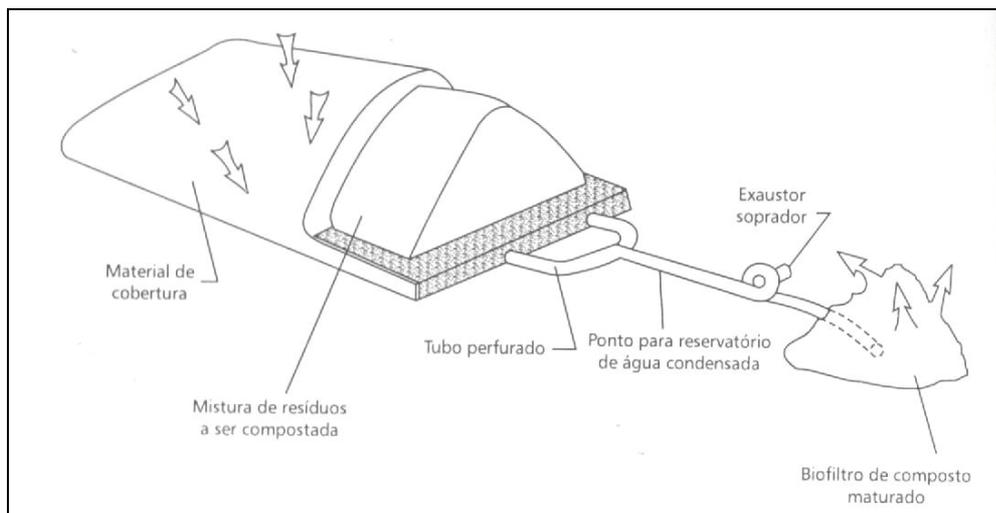


Figura 3.11 - Leira estática aerada  
(Fonte: Andreoli, 2001, p.44)

Em estudos mais recentes de compostagem de lodos de esgoto, a madeira triturada foi substituída por lascas de pneus velhos, e a tubulação perfurada foi substituída por estreitas canaletas abertas no pátio, cheias com brita até o nível do piso e sobre estas, montada a pilha estática. A aeração da leira se faz através de canaletas. Esta inovação permite que a operação de disposição do material a ser compostado e a remoção do composto curado seja feita por tratores com pá carregadeira, que podem trabalhar transitando livremente por todo o pátio. Outra inovação para a aeração da leira estática é a abertura de canaletas de alvenaria, mais

largas que as anteriores, que são recobertas com placas removíveis de concreto contendo perfurações por onde passa o ar insuflado ou aspirado. Terminada a cura do composto, faz-se a secagem e o peneiramento, recuperando-se o cavaco ou as lascas de borracha, ao mesmo tempo que se realiza o beneficiamento do composto (Kiehl, 1998).

De acordo com a Environmental Protection Agency (EPA), Connery apud Fernandes e Silva (1999), observou-se que compostando lodo de esgoto a uma taxa de aeração ( $3,6 \text{ m}^3/\text{min}/\text{t}$ ), 20 minutos após a parada do soprador, a atmosfera interna da massa de resíduos apresentou condições anaeróbias. Portanto, os ciclos de funcionamento dos sopradores devem levar em conta a dinâmica do consumo de oxigênio. A demanda de oxigênio também é variável de acordo com a etapa do processo de compostagem, sendo pequena nos primeiros dias e crescendo muito após a instalação da etapa termófila. Em seguida, quando a temperatura diminui novamente a patamares mesófilos, o consumo de oxigênio cai novamente (Fernandes e Silva, 1999).

O sistema de aeração forçada permite a formação de leiras em duas configurações, ou seja: leiras isoladas, onde pode ser formada uma leira a cada dia e na outra forma de leiras agrupadas, onde a massa de resíduos é colocada em blocos compactos de grandes dimensões, sendo a primeira alternativa de melhor controle (Fernandes e Silva, 1999).

No Rio Grande do Sul já existem unidades de compostagem com leiras estática aeradas para os resíduos sólidos domiciliares nos municípios de Sapiranga e Novo Hamburgo. No entanto, observou-se que foram instaladas coberturas (pavilhão coberto) e em Novo Hamburgo, também manta plástica sobre as leiras. A cobertura facilita o controle de umidade da massa em decomposição (Figura 3.12).



Figura 3.12-Instalação de aeração forçada no município de Novo Hamburgo

### 3.1.4.3 Compostagem em reatores biológicos

A compostagem realizada em reatores biológicos (In-vessel), é um processo com sistema fechado, onde permite-se controlar todos os parâmetros importantes do processo. Fernandes e Silva (1999) avaliaram que este tipo de processo apresenta-se vantajoso devido ao período reduzido da etapa termofílica, o que em alguns casos conferiu à compostagem em reatores, a denominação de “compostagem acelerada”. Devido as condições operacionais deste sistema supõe-se que tenha mais eficiência na mistura, equilibrando a temperatura em toda a massa de resíduos, garantindo a eliminação eficiente dos patógenos. Outra característica importante deste tipo de tratamento é o maior controle dos odores, pois o sistema é fechado e a aeração controlada.

De acordo com as características dos resíduos e do tipo de equipamento, o tempo de detenção no reator biológico pode variar de 7 a 20 dias, portanto requer menor espaço para implantação (Fernandes e Silva, 1999). A aeração é realizada sob pressão, onde a taxa é facilmente controlável, devido o sistema ser fechado. Monitora-se a saída dos gases, sendo que com O<sub>2</sub> abaixo de 2%, aumenta-se a vazão do ar para evitar a anaerobiose. A Universidade Estadual de Londrina desenvolveu um reator piloto para a definição de parâmetros de projetos de usinas de compostagem, que é dotado de um mecanismo de retroalimentação, que em função do teor de oxigênio dos gases de saída, realiza automaticamente a variação de vazão do ar, de acordo com as necessidades da compostagem (Fernandes e Silva, 1999). Mesmo tendo uma etapa termófila mais rápida e intensa, o composto ainda deve passar por um período de maturação de mais ou menos 60 dias, tal como descrito para os sistemas anteriores, antes de ser utilizado. Este tipo de sistema é dependente principalmente de equipamentos mecânicos, comparando-se ao sistemas de leiras (Fernandes e Silva, 1999).

De modo geral, os vários tipos de reatores enquadram-se em três grandes categorias:

- reatores de fluxo vertical: São constituídos por sistemas parecidos com silos verticais onde os resíduos geralmente entram pela parte superior e percorrem o reator no sentido descendente. O ar pode ser injetado em vários níveis ou apenas na parte inferior do reator;
- reatores de fluxo horizontal: geralmente em forma cilíndrica e são dispostos horizontalmente. Por estas características às vezes são conhecidos como túneis. Os resíduos entram por uma extremidade do reator e saem pela outra, com tempo de detenção

suficiente para realização da etapa termófila. Uma variação deste tipo de reator são os túneis fechados onde o ar é injetado sob pressão ao longo do trajeto (Figura 3.13);

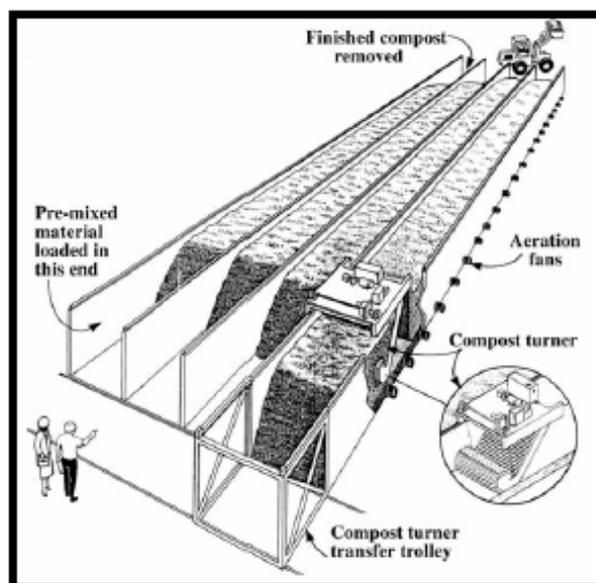


Figura 3.13– Sistema de compostagem em túneis fechados com aeração forçada (Fonte: BC Agricultural Composting Handbook, 1998)

- reatores de batelada: difere dos anteriores pelo fato do composto ficar confinado no mesmo local, sem se deslocar. O reator geralmente é dotado de um sistema de agitação da massa de resíduos, que pode ser por rotação lenta do reator em torno de seu próprio eixo, ou por um sistema misturador interno. O revolvimento é necessário para limitar os caminhos preferenciais de passagem do ar, no entanto, alguns reatores, entretanto, não realizam esta operação.

Nos dois primeiros casos, os resíduos passam pelos reatores em fluxo contínuo, sendo que o período de detenção é definido pela velocidade com que os resíduos percorrem o trajeto de entrada até a saída do reator. No terceiro caso, o reator recebe uma determinada quantidade de resíduos, processa-os, e quando a etapa termofílica chega ao final, o reator é aberto, descarregado em batelada, recomeçando-se o processo com novos resíduos frescos. Dentre estes, o mais utilizado é o sistema horizontal (sistema “DANO”), onde grandes cilindros com aproximadamente 3 metros de diâmetro e 35 metros de comprimento, com capacidade diária de 50 toneladas a um período de detenção de 3 dias. A temperatura atinge 55°C. São utilizados filtros especiais no fim do reator, que tem como objetivo limpar os gases de saída do reator. A velocidade de rotação e o grau de inclinação do cilindro determina o tempo de detenção (Sharma et al., 1996).

### 3.1.4.4 Vantagens e desvantagens dos sistemas

Uma compostagem eficiente não depende necessariamente de utilização de tecnologia sofisticada. É necessário um controle da qualidade dos resíduos que serão processados e monitoramento do processo, como forma de garantir a produção ambientalmente correta de um composto orgânico. Para a determinação da tecnologia a ser utilizada, é necessário avaliar os critérios técnicos e econômicos. As principais vantagens e desvantagens dos três sistemas são apresentadas na tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Principais vantagens e desvantagens dos diferentes sistemas de compostagem.

Sistema de compostagem	Vantagens	Desvantagens
Leiras revolvidas	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Baixo investimento inicial;</li> <li>2. Flexibilidade de processar volumes variáveis de resíduos;</li> <li>3. Simplicidade de operação;</li> <li>4. Uso de equipamentos simples</li> <li>5. Produção de composto homogêneo e de boa qualidade;</li> <li>6. Possibilidade de rápida diminuição do teor de umidade das misturas devido ao revolvimento.</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Maior necessidade de área, pois as leiras tem que ter pequenas dimensões e há necessidade de espaço livre entre elas;</li> <li>2. Problema de odor mais difícil de ser controlado, principalmente no momento do revolvimento;</li> <li>3. Muito dependente do clima. Em períodos de chuva o revolvimento não pode ser feito;</li> <li>4. O monitoramento da aeração deve ser mais cuidadoso para garantir a elevação da temperatura.</li> </ol>
Leiras estáticas aeradas	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Baixo investimento inicial</li> <li>2. Melhor controle de odores</li> <li>3. Etapa de estabilização mais rápida que o sistema anterior</li> <li>4. Possibilidade de controle da temperatura e da aeração</li> <li>5. Melhor uso da área disponível que o sistema anterior</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Necessidade de bom dimensionamento do sistema de aeração e controle dos aeradores durante a compostagem</li> <li>2. Operação também influenciada pelo clima</li> </ol>
Compostagem em reator biológico	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Menor demanda de área</li> <li>2. Melhor controle do processo de compostagem</li> <li>3. Independência de agentes climáticos</li> <li>4. Facilidade para controlar odores</li> <li>5. Potencial para recuperação de energia térmica (dependendo do tipo de sistema)</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Maior investimento inicial</li> <li>2. Dependência de sistemas mecânicos especializados, o que torna mais delicada e cara a manutenção</li> <li>3. Menor flexibilidade operacional para tratar volumes variáveis de resíduos</li> <li>4. Risco de erro difícil de ser reparado se o sistema for mal dimensionado ou a tecnologia proposta for inadequada</li> </ol>

(Fonte: Fernandes e Silva, 1999).

### 3.1.5 Métodos alternativos de compostagem

#### 3.1.5.1 Vermicompostagem

A vermicompostagem é um tipo de compostagem na qual se utilizam as minhocas para digerir a matéria orgânica, provocando sua degradação, melhorando a aeração e a drenagem do material em etapa de maturação (Bidone e Povinelli, 1999).

As minhocas são vermes, de modo que o processo de compostagem com a sua utilização vem sendo referido em inglês como "vermicomposting", originando em português o neologismo vermicompostagem. Em nosso meio, há os que preferem a denominação vermicultura (Bidone e Povinelli, 1999).

A vermicompostagem deve ser entendida como um processo de dois estágios. Primeiro, a matéria orgânica é compostada de acordo com os padrões normais, em função da variante de processo utilizada, com redução de microrganismos patogênicos e retorno à condição de temperatura ambiente. Após a estabilização da temperatura, o material compostado é transferido para leitos rasos, para não se aquecer demasiadamente e não se compactar, pois os materiais de granulometria fina tem essa tendência. Faz-se então a inoculação das minhocas, e 60 a 90 dias após, obtém-se o vermicomposto pronto, com aumento na disponibilização de macro e micronutrientes e a formação de um húmus mais estável (Bidone, 1996). A *Eisenia foetida*, verme normalmente utilizado em processos de vermicompostagem, pela sua fácil adaptação em cativeiro, fornece na idade adulta um casulo a cada cinco dias (Bidone e Povinelli, 1999), com três a seis minhocas viáveis, a que leva a um crescimento exponencial de indivíduos durante o processo.

Na figura 3.14 podem ser visualizados espécimes adultos de *Eisenia foetida* utilizados em experimentos de vermicompostagem, com comprimento aproximado de 10 cm.



Figura 3.14 - Minhoca *Eisenia foetida*

A função das minhocas é muito mais mecânica do que propriamente bioquímica. Entretanto, após a ingestão de um determinado material, excretam-no com forma especial: são os coprólitos, “casting” em inglês. Estes são o produto da biotransformação, que é levada a efeito pelos microrganismos naturalmente existentes nos intestinos das minhocas. Assim, a humificação é influenciada por todos os fatores que afetam a atividade dos mesmos. Por esta razão, são válidas aqui todas as considerações constantes no tópico que aborda a questão dos microrganismos, quando reportadas à compostagem (Bidone e Povinelli, 1999).

Os fatores que interferem no processo, no entanto, refletem também as necessidades e/ou restrições impostas pelas minhocas, de forma a se garantir a manutenção de sua capacidade prolífica, de seu peso, enfim, de sua perfeita adaptação ao meio em vermicompostagem (Bidone e Povinelli, 1999).

Os principais fatores que interferem na vermicompostagem são: umidade, aeração (que estabelece o nível de oxigenação), temperatura, relação C:N (concentração de nutrientes), pH e tamanho das partículas (Bidone e Povinelli, 1999).

Uma breve descrição das condições exigidas para esses fatores é apresentada a seguir:

- Umidade

A umidade do material a ser vermicompostado deve situar-se na faixa de 70-75 % , embora resultados satisfatórios já tenham sido encontrados em substratos com umidades menores, da ordem de 25 a 35 % (Bidone e Povinelli,1999).

- Oxigenação

A vermicompostagem deve ser realizada em ambiente aeróbio, embora hajam referências da sobrevivência de minhocas em ambientes anaeróbios (Bidone e Povinelli, 1999). Para não morrerem por falta de oxigênio em dias de chuvas intensas as minhocas sobem à superfície a procura de ar (Teixeira et al, 1999)

- Temperatura

As minhocas não toleram temperaturas muito altas, preferindo temperaturas amenas, entre 12 e 18°C. Algumas espécies se adaptam a temperaturas de até 25°C (Teixeira *et al*, 1999)

- Relação C:N

As necessidades nutricionais no processo situam-se na mesma faixa de relação C:N da compostagem, e uma relação entre 26:1 a 35:1 proporciona uma rápida e eficiente estabilização. A experiência da CETESB relatada por Bidone e Povinelli (1999), em Novo Horizonte/SP, vermicompostando material compostado prévia e convencionalmente (processo windrow), sugeriu que as minhocas atuam bem em composto cuja relação C:N seja da ordem de 10, resultando no vermicomposto uma relação C:N em torno de 5:1.

- pH

As minhocas preferem esterco a outros alimentos, porém engolem toda matéria orgânica desde que não seja muito ácida, o que permite inferir-se que as mesmas atuam em ampla faixa de pH (Bidone, 1996).

- Tamanho das partículas

A experiência de Bidone (Bidone *et al*, 2001) adquirida nas pesquisas com vermicompostagem realizadas na Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo, em São Carlos/SP, e no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre/RS, mostraram excelentes resultados para substratos brutos triturados e peneirados em malhas de 2 mm. Há que se referir que embora mais lentamente, as minhocas trabalham em materiais de maior granulometria, de moderada ou difícil degradabilidade, como mostram as experiências realizadas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos, em São Leopoldo/RS. É intuitivo, no entanto, que a menor granulometria facilita a ingestão e por decorrência, o trabalho dos vermes, acelerando o processo (Bidone *et al*. 2001).

Somente após a estabilização da temperatura nas leiras de compostagem, em valores próximos à temperatura ambiente, entre 20 e 28°C é que se pode dar início à vermicompostagem. Caso o material não esteja estabilizado e a temperatura volte a subir, as minhocas morrerão ou fugirão (Teixeira *et al*., 1999).

### 3.1.6 Fontes potenciais de resíduos orgânicos

Os resíduos orgânicos podem ser classificados em duas categorias, tais como resíduos agro-industriais e derivados de área urbanas (Sharma et al., 1997). Dentre estes, os principais grupos são os dejetos de animais, os resíduos de colheitas, os restos de frutas e vegetais, a biomassa aquática, os resíduos de peixes e similares, os resíduos industriais e os resíduos de habitação humana, entre outros apresentados na tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Fontes potenciais de matéria orgânica

Nº
1. Resíduos de agricultura (da colheita e de dejetos de animais): esterco e urina de animais, casca de arroz, bagaços e outros resíduos de cereais.
2. Resíduos urbanos: fração orgânica do resíduo sólido domiciliar, lodos de tratamento de esgotos, resíduos verdes (podas e limpeza de praças)
3. Resíduos de processamento de madeira: serragem, cavacos e cascas de madeira.
4. Resíduos de processamento de alimentos: indústria da cana, maltarias, leiteria, processamento de peixes, resíduos de indústria de doces, vinhos, óleos, etc.
5. Outros resíduos industriais: resíduos de fermentação, resíduos da indústria de papel e celulose, lodo de tratamento de efluentes da indústria de tanino, etc.
6. Outros resíduos locais e especiais: casca de coco, bagaços, ervas de chás.
7. Resíduos humanos de habitações: fezes e urina.
8. Biomassa aquática: macrófitas.

(Fonte: Sharma et al., 1997)

Os resíduos gerados em atividades rurais estão facilmente disponíveis, no entanto localmente de forma dispersa, para serem reaproveitados conjuntamente. Os resíduos orgânicos urbanos podem mais facilmente ser utilizados conjuntamente em unidades de tratamento. Lodos de esgoto, por exemplo, são uma fonte potencial importante de nitrogênio, fósforo e potássio, que são elementos fundamentais para o crescimento das plantas (Sharma et al., 1997).

O manejo intensivo de solos com aplicações sucessivas de culturas e mau uso de fertilizantes minerais tem causado efeitos adversos ao ambiente. Diante disto, é crescente a busca de alternativas que promovam a fertilidade do solo com o mínimo impacto ambiental. Produtores tem avaliado a indicação de complementos minerais e orgânicos como forma

consoziada de fertilização. Com base nesta situação, a reciclagem da matéria orgânica tem se tornado muito importante. A aplicação de fertilizante orgânico pode melhorar as propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo, elevando a sua produtividade. Lodos de esgoto possuem quantidades consideráveis de nutrientes necessárias às plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio e outros metais, que podem valorizar o seu potencial fertilizante (Sharma et al., 1997).

É importante salientar que a produção de um composto orgânico de boa qualidade requer matéria orgânica que não esteja contaminada com substâncias tóxicas. Entre os principais problemas apresentados em compostos orgânicos não produzidos adequadamente estão a presença de metais pesados, materiais inertes e a instabilidade biológica. Porém, não há contaminação que não possa ser evitada com uma separação na fonte ou uma “catação” (triagem) e/ou peneiramento eficientes na unidade de triagem e compostagem. Portanto, para produzir um composto de boa qualidade é necessário adotar processos de purificação da matéria orgânica com implantação de tecnologias apropriadas, tais como triagem manual, separador magnético, separador balístico (Pereira Neto apud Reis et al., 2000).

Segundo Gouvea e Pereira Neto (1997), o aproveitamento de resíduos urbanos (“lixo” e esgoto) como alternativa de corretivos e fertilizantes mais baratos e, paralelamente, diminuição dos impactos ambientais, ocasionados pelo acúmulo e não aproveitamento destas fontes poluidoras, parece ser uma solução pautada para o problema.

#### 3.1.6.1 Resíduos sólidos urbanos

Há um elevado potencial para reaproveitamento da matéria orgânica nos resíduos sólidos urbanos, provenientes de diversas fontes, tais como resíduos sólidos domiciliares, resíduos verdes de podas urbanas, resíduos de coletas especiais em estabelecimentos comerciais, industriais e feiras, entre outros. A seleção dos resíduos e métodos deve levar em consideração os seguintes aspectos: a proteção ambiental, o gerenciamento do processo, a comercialização dos subprodutos e a sustentabilidade da solução adotada (Sharma et al., 1997).

Segundo Sharma et al. (1997) os resíduos sólidos urbanos podem se divididos em três categorias:

- Matéria orgânica facilmente decomposta: restos de alimentos e similares.
- Matéria orgânica de difícil biodegradabilidade: madeiras, galhos verdes, papel e papelão não plastificado.
- Materiais inertes: plásticos, vidros, metais e outros sintéticos.

Os diversos processos de tratamento em unidades de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos envolvem etapas de purificação para garantir a máxima recuperação e qualidade da matéria orgânica.

#### 3.1.6.1.1 Resíduo sólido domiciliar

Os resíduos sólidos domiciliares são aqueles que se originam das residências familiares típicas. Os dados nacionais indicam que tais resíduos são compostos, em média, por restos de alimentos (cerca de 67%), papéis (19,8%), plásticos (6,5%), vidros(3%) e metais (3,7%) (Roth, Isaia e Isaia, 1999). Considerando-se as características dos resíduos sólidos no Brasil, observa-se o grande potencial de reciclagem destes, com o aproveitamento da matéria orgânica. O grande problema das chamadas “Usinas de Reciclagem de Lixo” é a triagem dos materiais na esteira ou local de separação dos resíduos recicláveis secos e rejeitos. Os materiais considerados rejeitos, como plásticos não recicláveis, madeiras, isopor e outros, são encaminhados ao pátio de compostagem juntamente com a matéria orgânica, prejudicando a operação no pátio, dificultando o peneiramento e interferindo negativamente na qualidade final do composto produzido. A qualidade do composto orgânico produzido é função de três fatores básicos: a característica da matéria prima, o tipo de sistema e a eficiência do controle operacional. Os usos mais comuns do composto orgânico contemplam hortas, hortos e viveiros, agricultura em geral e fruticultura, floricultura, programas de paisagismo, parques e jardins, “play-grounds”, programas de reflorestamento, controle de erosão, recuperação de áreas degradadas e recuperação vegetal de solos exauridos, controle de doenças e pragas agrícolas, cobertura e vegetação de aterros e produção de fertilizantes organominerais.

A caracterização dos resíduos sólidos domiciliares de Porto Alegre realizada em 2002 pelo DMLU (Figura 3.15) demonstrou, na média, que há, nestes, pelo menos 43% de matéria orgânica. Portanto, com potencial para compostagem. Embora a coleta seletiva esteja implantada há mais de dez anos, há um percentual expressivo de materiais não orgânicos. Este resultado pode ser explicado pelo fato, já citado anteriormente, da elevada produção de embalagens descartáveis nos últimos anos, principalmente das indústrias alimentícias. Assim,

vidros, plásticos, papéis e embalagens mistas, compõem em torno de 30% do total de resíduos. Observa-se que existe um percentual de aproximadamente 15% de rejeitos e outros resíduos que ainda serão destinados aos aterros sanitários. No entanto, é importante salientar que algumas zonas de coleta possuem teores de matéria orgânica de até 60%. Isto demonstra que há variabilidade na caracterização dos resíduos, devido ao nível social da população, coleta seletiva e diferentes atividades nas zonas de coleta, como por exemplo, estabelecimentos comerciais.

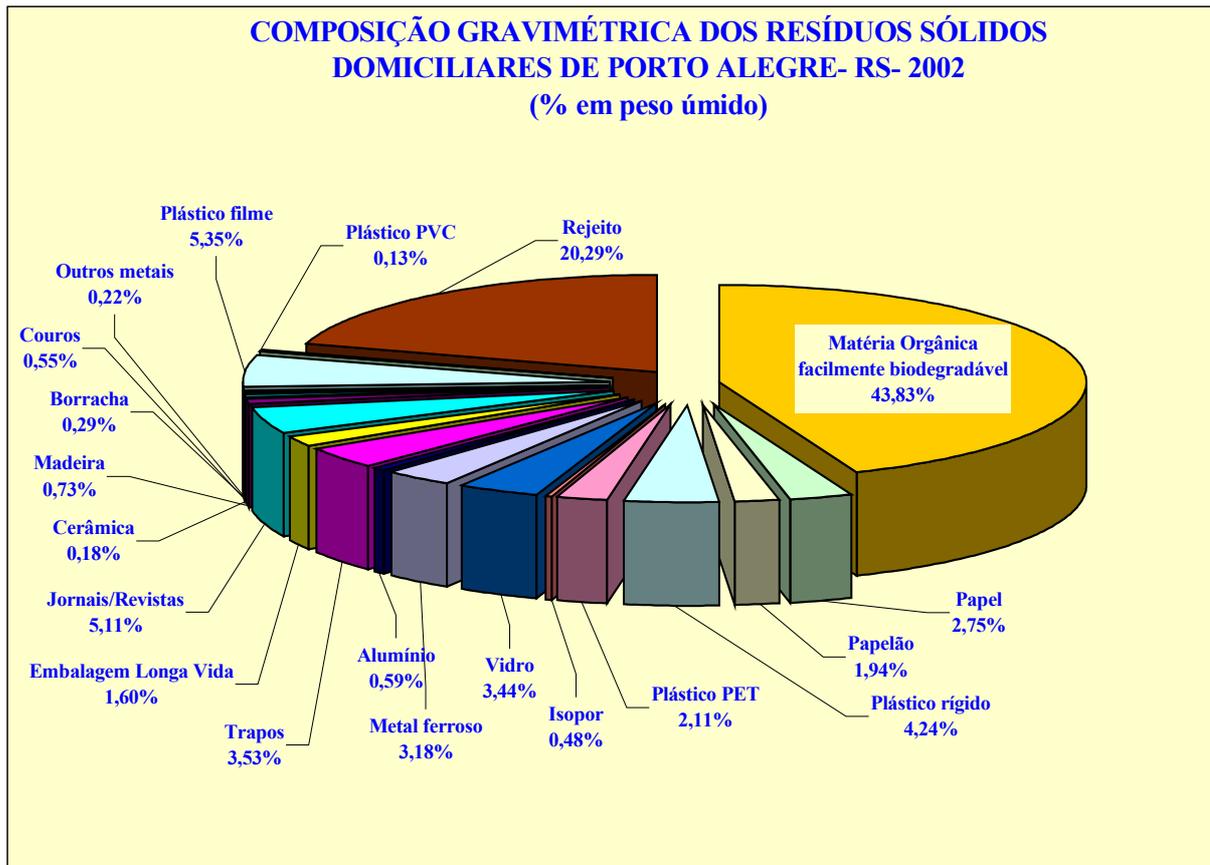


Figura 3.15 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Porto Alegre (Fonte: Reis et al., 2003b)

A tendência mundial de reciclagem de resíduos orgânicos através da compostagem tem sido uma importante estratégia para o gerenciamento integrado de resíduos. Um estudo de Mbuligwe et al. (2002) avaliou o potencial de compostagem de resíduos sólidos domiciliares. Foi realizado um estudo piloto, em que foi evitada a contaminação da matéria orgânica por metais pesados pela segregação e coleta dos resíduos sólidos orgânicos diretamente na fonte. Os resíduos orgânicos, em torno de 78% dos resíduos domiciliares, tinham relação C:N inicial de 37:1 – 43:1. O monitoramento da compostagem foi realizado através do acompanhamento da umidade, relação C:N, temperatura, pH e aeração, bem como dos organismos envolvidos

no processo. Adicionalmente, foi monitorada também a frequência de revolvimento (0 - 3 vezes por semana), assim como a manutenção da umidade através da irrigação. Ao final de 26 dias, a relação C:N chegou a 16:1 – 21:1. A compostagem dos resíduos orgânicos reduziu a massa em 60%.

A reciclagem da matéria fermentável dos resíduos sólidos domiciliares consiste de três etapas básicas: triagem dos resíduos, quando é retirada a parcela não orgânica, a decomposição da fração biodegradável e preparação do produto final (composto). Esta alternativa de tratamento para os resíduos sólidos domiciliares é viável, devido ao teor significativo de matéria orgânica presente nos mesmos.

#### 3.1.6.1.2 Resíduos “Verdes”

Os resíduos sólidos “verdes”, caracterizados neste contexto aqueles provenientes das práticas de podas urbanas e de sobras de produtos hortifrutigranjeiros, representam uma considerável fração dos resíduos orgânicos gerados em um município. Estes resíduos, principalmente os de podas, apesar de sua grande concentração de lignina, são biodegradáveis, sendo classificados pela norma da ABNT (ABNT, 2004) como resíduos Classe II A – não inertes-, podendo, desta forma, receber tratamento e destinação final similares aos dispensados aos resíduos domiciliares (Bidone et al., 2001).

Um composto de excelente qualidade pode ser obtido na compostagem dos chamados resíduos verdes provenientes de coletas especiais, contendo restos de frutas, verduras e principalmente materiais resultantes da limpeza de jardins, como gramas, folhas e galhos. Entre as fontes principais destes resíduos estão as indústrias de alimentos, os supermercados, as feiras e os serviços de limpeza de áreas verdes. É possível a presença de fitopatogênicos em qualquer resíduo, que geralmente são destruídos na compostagem. A presença de contaminantes químicos é evitada pela adequada segregação na origem. A característica principal dos resíduos provenientes das podas é alta relação C:N, a mistura com resíduos ricos em nitrogênio pode resolver o problema na compostagem, como resíduos vegetais que possuem alto poder de fermentação (Sharma et al., 1997).

Restos orgânicos provenientes de centrais de abastecimento e de processamento de alimentos possuem grande potencial de reaproveitamento via compostagem. A compostagem deste tipo de resíduo tem sido avaliada em vários países, pelo fato deste processo converter o

resíduo em um produto estável e livre de patógenos. Segundo Crawford (1983) apud Van Heerden et al.(2002), o processo de compostagem, quando corretamente executado, destrói os patogênicos e as ervas daninhas através do calor metabólico gerado pelos microrganismos durante o processo.

Shaub e Leonard (1996) estimaram que o percentual de resíduos na indústria de alimentos poderia chegar a 30% da matéria prima, que tradicionalmente são destinados em aterros sanitários. Os restos orgânicos provenientes de diversas fontes apresentam-se de várias formas, como folhas, talos, cascas, polpas, brotos e lodos. Na maioria dos casos é necessário ajustar alguns fatores para a destinação destes resíduos ao processo de compostagem. Muitos apresentam elevada umidade, de até 90%, e pH ácido. Portanto, é necessário acrescentar agentes estruturantes que ajustam estes fatores, além de proporcionar outras vantagens. Alguns métodos de secagem dos resíduos também são utilizados para diminuir a quantidade de agentes estruturantes, embora estes também auxiliem no aumento da porosidade, melhorando a aeração no processo de compostagem (Shaub e Leonard, 1996).

#### 3.1.6.1.3 Lodos de esgoto

Lodos são produtos resultantes do tratamento biológico de esgotos provenientes de áreas residenciais, indústrias alimentares, indústrias de papel e outras (Sharma et al., 1997).

O lodo de esgotos é um dos resíduos mais estudados nos seus aspectos de aplicação no solo e nas interrelações solo-planta-animal com o homem. Em 1978, aproximadamente 23% do lodo produzido nas estações de tratamento nos EUA era aplicado ao solo e, em 1986 o percentual passou a mais de 50%. O lodo proveniente de estações de tratamento de esgotos domésticos pode ser uma apreciável fonte de N e P para as plantas, apresentando às vezes, entretanto, altos teores de elementos tóxicos e organismos patogênicos (Tedesco e Stammel, 1986).

Fatores como alta umidade, baixa relação C:N e granulometria muito fina dos lodos de esgoto dificultam a compostagem deste resíduo isoladamente; portanto, é necessário agregar resíduos estruturantes que possuem baixa umidade, maior granulometria e alta relação C:N. A compostagem de lodos com outros resíduos estruturantes permitirá que o processo desenvolva-se com maior eficiência. A adição de materiais de maior granulometria facilitará

a aeração e ajustes de umidade e nutrientes. O lodo é um resíduo rico em nitrogênio, apresentando relação C:N entre 5 e 11 (Andreoli, 2001).

Sharma et al. (1997) mencionam que muitos países na Europa obtiveram sucesso na compostagem de lodos, devido às muitas vantagens deste processo, quando tratando-se especificamente de lodos. Entre estas citam as vantagens econômicas, tanto de investimentos quanto operacionais, e a produção de composto de boa qualidade, devido principalmente à codisposição de resíduos e recuperação/tratamento adequado do resíduo.

As características qualitativas dos lodos de esgoto dependem de certos fatores, como origem, tipo de tratamento biológico, condição final de estabilização e tipo de secagem/desidratação utilizada. O lodo livre de impurezas é um importante fertilizante, com baixos teores de potássio, mas com consideráveis quantidades de nitrogênio e fósforo (Sharma et al., 1997).

A presença de metais pesados no lodo de esgoto tem sido uma grande preocupação com relação ao seu uso agrícola, no entanto, alguns pesquisadores concluíram que, durante a compostagem, na humificação da matéria orgânica, ocorre o fenômeno de quelação de elementos metálicos na fração húmica do composto. Ou seja, os metais ficam quimicamente retidos na estrutura dos compostos húmicos (Stentiford e Pereira Neto, 1993).

#### 3.1.6.1.4 Resíduos provenientes de animais

A compostagem de resíduos provenientes de dejetos de animais deve ser considerada quando não há alternativa sanitária de disposição no solo. Estes resíduos possuem alto potencial de contaminação ambiental, pela carga de nutrientes e presença de patogênicos. Assim, em termos sanitários e ambientais, é interessante tratá-los através do processo de decomposição aeróbia (Sharma et al., 1997).

Os principais tipos de resíduos de animais são os esterco de animais, ração, carnes e restos de comida secas. Estes resíduos possuem algumas semelhanças com o lodo de esgoto pela elevada umidade e conteúdo de nitrogênio, necessitando, portanto, de incorporação de estruturantes na compostagem (Sharma et al., 1997).

### 3.1.7 Pesquisas de compostagem com misturas de resíduos sólidos urbanos

Várias pesquisas têm sido desenvolvidas no sentido de avaliar as condições operacionais a serem delineadas na compostagem de misturas de resíduos sólidos urbanos. Como já foi mencionado, pelas diferentes características dos substratos orgânicos disponíveis, são necessárias correções de umidade, porosidade e nutrientes para o adequado desenvolvimento do processo de compostagem.

Guerra-Rodriguez et al. (2001) avaliaram a compostagem de esterco de suíno com resíduos secos (palhas e espécie vegetal nativa na Espanha). Pilhas de compostagem foram comparadas, observando-se que a pilha de controle, apenas com esterco, em nenhum momento atingiu a etapa termofílica, o que segundo o autor foi devido a anaerobiose provocada pela compactação da leira. Através de testes de germinação foi comprovada a maturidade do composto. Do ponto de vista biológico, o composto produzido através da mistura de resíduos foi considerado maduro aos 103 dias de compostagem.

Wong et al. (2001), em Hong Kong – Japão, misturaram resíduo de soja com folhas de árvores na compostagem, onde o primeiro possui alto teor de nitrogênio e o segundo alto teor de carbono. Mostrou-se que com revolvimentos frequentes, isto é, diariamente ou de 3 em 3 dias, a estabilização foi atingida mais rapidamente e minimizada a fitotoxicidade do composto. O conteúdo amoniacal dos produtos obtidos neste estudo de compostagem, chegaram a teores de N-NH<sub>4</sub> menores de que 200 mg/kg, bem abaixo do limite de 400 mg/kg recomendados por este autor para composto maduro.

Trabalho semelhante foi realizado por Tíquia et al. (1997b), com uso de serragem e esterco de suíno, onde a frequência de revolvimentos também foi determinante na eficácia do processo. Esses autores demonstraram que a frequência de 2 a 4 dias apresentou melhores taxas de decomposição e qualidade do produto final. O estudo mostrou também que a medição da temperatura é um parâmetro que pode indicar a taxa de decomposição e a maturidade do composto. O composto pode ser considerado maduro quando a temperatura atingir valores perto da temperatura ambiente.

Zorpas et al. (2000) conduziram experimentos de compostagem com o uso de lodo de esgoto, fração orgânica do resíduo domiciliar e zeolita. A zeolita funcionou como um absorvente dos metais pesados. A compostagem de lodo e resíduo domiciliar apresentou um

produto final com maiores teores de substâncias húmicas, quando comparada com o reator que continha apenas lodo de esgoto. Os dados foram comparados após 150 dias, quando os compostos estavam maduros. Durante a compostagem os metais podem aumentar ou diminuir, dependendo da lixiviação e/ou destruição da matéria orgânica. O produto final obtido tinha baixos teores de metais pesados, ou seja, quanto mais zeolita adicionada, maior era a remoção destes elementos, visto que ao final do processo a zeolita era removida por peneiramento.

Segundo Georgacakis et al. (1996), os resíduos provenientes de dejetos de suínos possuem altos teores de fibras e umidade e requerem a adição de agentes estruturantes e de pouca umidade. Há uma aceleração do processo, além da minimização de odores provenientes destes dejetos, com a adição de materiais com altos teores de lignina. Nos experimentos estudados por esses autores foram codispostos o esterco e resíduos vegetais de algodão (caroço) e casca de arroz, ricos em lignina. A mistura básica inicial de esterco e lignina foi de 1:1, sendo que nesta proporção a umidade foi ajustada em 55-65% e o odor foi reduzido. Quatro leiras foram montadas, com quantidades diferenciadas de resíduos. Foram realizados revolvimentos e irrigação das leiras. Neste experimento comprovou-se que a mistura de resíduos melhorou a eficiência do processo, além de beneficiar quimicamente os produtos obtidos.

Paredes et al. (1996) realizaram estudo em que lodos de tratamento de efluentes de indústria de óleos vegetais foram co-compostados com palha de milho e casca de algodão. Para o estudo foram montadas pilhas de seção trapezoidal de 1,5m - 1,8m de altura e 2m x 3m de base, sendo utilizado o sistema de pilhas aeradas. Os melhores resultados de mineralização da matéria orgânica foram obtidos utilizando-se a casca de algodão. Foi alta a atividade biológica durante a etapa oxidativa da compostagem, provavelmente devido ao menor tamanho das partículas deste resíduo. No entanto, houveram maiores perdas de nitrogênio total utilizando-se a casca de algodão, pois este possui altos teores de nitrogênio amoniacal, facilmente perdido na compostagem. A fixação de nitrogênio ocorreu em ambas pilhas, maior na pilha com palha de milho. Os autores atribuem que as perdas de nitrogênio durante a compostagem com casca de algodão são relacionadas as altas concentrações de amônia que inibem o processo biológico. Como ácidos orgânicos e fenóis presentes no lodo do estudo, conferiram fitotoxicidade ao resíduo, realizou-se, então, testes de germinação das misturas codispostas. No início da compostagem a toxicidade foi elevada, diminuindo ao longo do tempo de compostagem. Este estudo demonstrou que os resíduos que possuem capacidade

estruturante produziram compostos sem efeitos fitotóxicos, embora as pilhas com resíduos de casca de algodão tiveram maiores teores de material humificado.

Um dos melhores agentes estruturantes utilizados para a compostagem em codisposição é a serragem, principalmente com lodos e dejetos de animais, pois promove a estabilidade física da leira e aumenta a porosidade para a aeração. Embora sejam grandes os benefícios da mistura de resíduos na compostagem, é importante realizar pesquisas no sentido de avaliar os elementos interferentes no processo e especialmente a qualidade do composto orgânico produzido. Neste sentido, foi realizado um estudo da compostagem de serragem de cama de suínos e lodo de sedimentação primária de tratamento de efluentes da indústria que processa suínos. Tíquia e Tam (2000) utilizaram o processo de aeração forçada e avaliaram as trocas nas propriedades físicas, químicas e biológicas da mistura em compostagem dos resíduos da suinocultura. As pilhas tinham formato piramidal, com 2 metros de largura e 1,5 metros de altura, com a proporção de 2:1 (em volume úmido) de cama de suíno e lodo. A eficiência da compostagem foi avaliada em locais diferenciados da pilha, ou seja, na base, no centro e no topo. Os autores observaram decréscimo de Cu e Zn solúveis, pela formação de húmus complexado com metais. Embora a condutividade do composto fosse alta (3,67 - 4,26 dS/m ou mohms/cm), não houve efeito negativo no teste de germinação utilizando-se espinafre e repolho. Resultados diferenciados foram obtidos até os 49 dias, dependente da temperatura e local da pilha, em termos de amônia, metais extraíveis em água, heterotróficos aeróbios e índice de germinação. Explica-se estes resultados pelo fato da aeração ser desproporcional na massa em compostagem. A estabilidade completa da biodegradação da matéria orgânica só foi obtida após 63 dias de compostagem.

Charest e Beauchamp (2002) avaliaram a compostagem de lodo de tratamento de indústria de papel e dejetos de suínos. Foram estudadas dosagens diferenciadas de nitrogênio em leiras de compostagem revolvidas mecanicamente. Leiras de 100 m<sup>3</sup>, com 0,6%, 0,7% e 0,9% de nitrogênio foram monitoradas durante 24 semanas. Para todos os tratamentos, o nitrogênio inorgânico decresceu, enquanto houve incremento do nitrogênio orgânico. A maior perda de celulose e hemicelulose ocorreu na leira com 0,6% de nitrogênio. Neste estudo foi realizado apenas um revolvimento a cada 4 semanas, em cada leira, até o término de 24 semanas. Com a adição de uréia, aumentando o pH, foi observado também que este fator é chave principal para o controle da perda de nitrogênio da massa em decomposição. Os resultados sugeriram que, com pH abaixo de 6,6, haverá pouca perda de nitrogênio e que, com pH acima de 8, haverá perda significativa deste nutriente. Quanto à perda de massa na

compostagem, foi observado que, mantido um teor médio de 0,6% de N, as perdas chegaram a 49%, enquanto que, entre 0,7% e 0,9% de N, as perdas atingiram somente 43% e 40%, respectivamente. Analisando-se celulose, hemicelulose e lignina, concluiu-se que este último componente é o mais resistente à compostagem, ao longo das 24 semanas de observação. Provavelmente, porque a lignina possui a fibra mais longa e não é facilmente quebrada pelo microrganismos.

Na compostagem, tanto o lodo como os resíduos vegetais podem isoladamente não responder positivamente ao processo, devido a sua elevada umidade. O lodo, mesmo desidratado em leito de secagem, chega ao teor máximo de sólidos de 30% (Andreoli, 2001). Os resíduos vegetais, constituídos principalmente de restos de frutas e verduras (alimentos), possuem teores de umidade de 80 à 90% (Schaub e Leonard, 1996). Portanto, ambos não possuem a umidade ideal para a compostagem, que situa-se em torno de 55%. Provocam a compactação da leira, diminuindo os vazios, facilitando a anaerobiose, que é um processo de degradação lenta, com liberação de odores desagradáveis e que não higieniza o material em degradação. Verifica-se, portanto, que a compostagem em codisposição pode minimizar alguns inconvenientes da compostagem isolada dos resíduos, bem como melhorar o teor de nutrientes e microrganismos para o processo de biodegradação.

Estudos utilizando o método “windrow” de compostagem têm demonstrado que o efetivo controle da aeração e umidade afeta a qualidade do composto, em termos de nitrogênio fertilizável. Segundo Shi et al. (1999), estes dois fatores são os mais importantes na atividade microbiana. A pesquisa dos autores foi desenvolvida com a montagem de 12 leiras com resíduos codispostos (esterco de gado e palha) com dimensões de 2,4 - 2,7 m de largura, 1,2-1,5 m de altura e 9 - 10 m de comprimento, com relação C:N inicial de 38:1. Comparou-se leiras revolvidas, irrigadas, não revolvidas e não irrigadas. As leiras foram revolvidas com a frequência semanal. A irrigação foi prevista para ser realizada somente quando a umidade fosse menor que 40%, sendo realizadas apenas duas irrigações. O período de compostagem foi de 60 dias. As leiras revolvidas esfriaram mais rapidamente, indicando que o processo foi mais rápido. O efeito positivo da irrigação foi observado pelo aumento de nitrogênio fertilizável. Os pesquisadores concluíram que o revolvimento foi o fator que mais afetou o processo de compostagem.

A aeração e umidade estão fortemente relacionadas em um processo de compostagem. O revolvimento de leiras “windrow” é utilizado para a aeração, mistura e remoção de calor da

massa sólida. Geralmente, a taxa de aeração requerida para remoção de calor é muito maior que a necessidade estequiométrica ou de secagem do composto. As trocas entálpicas associadas com o transporte de água da massa sólida para o ar é o maior mecanismo de remoção de calor. Esta evaporação de água da matriz sólida pode representar até 90% da perda de calor do processo. Conseqüentemente, há uma grande perda de umidade ao longo do período de decomposição da matéria orgânica, que pode acarretar a desaceleração do processo.

Hamoda et al. (1998) avaliaram o efeito da temperatura, teor de umidade, tamanho da partícula e relação C:N no processo cinético da compostagem. O estudo desenvolveu-se em laboratório, em frascos fechados, com introdução de ar e revolvimento com frequência de uma vez ao dia. Como qualquer processo biológico, a compostagem é influenciada por diversos fatores. A pesquisa mostrou que a umidade e temperatura são os principais fatores que devem ser controlados no processo. Temperaturas iniciais de 20°C, 40°C e 60°C foram avaliadas, sendo que a 40°C o processo foi mais rápido. Utilizando-se teores de umidade de 45%, 60% e 75%, chegou-se a melhores resultados de biodegradação na faixa de 60%. Através das análises de matéria orgânica total e do cálculo de carbono foi avaliada a biodegradabilidade dos substratos orgânicos. A forma da curva de degradação sob diferentes condições, com alto grau de correlação linear, indicou que a cinética do processo de compostagem pode ser apresentada como um processo de primeira ordem. Quanto ao tamanho ideal de partículas na compostagem, embora o estudo tenha demonstrado que dimensões de 40 mm apresentaram melhores resultados na cinética de reação, os autores recomendaram avaliar o processo com dimensões heterogêneas, que representam a realidade de substratos orgânicos. Esta pesquisa demonstrou que, como outros processos biológicos, a compostagem apresentou uma cinética de primeira ordem, embora a taxa de reação tenha sido menor, quando comparada a reações em etapa líquida. Comprovou-se também que a relação C:N inicial de 30:1 apresentou melhor taxa de reação.

O revolvimento de leiras de compostagem do tipo “windrow” pode acelerar o processo de secagem da matriz sólida. A adição de água é uma forma de compensar a perda de umidade associada com essa situação. Poucos estudos abordaram a influência controlada da umidade em relação à aeração e taxa de decomposição de substratos orgânicos. Os estudos em escala piloto realizados por Walker et al. (1999) mostraram que é muito importante o controle do teor de umidade na compostagem aeróbia, como forma de manter altas taxas de decomposição.

A umidade tem sido referida como um dos principais fatores de controle operacional da compostagem, pelo fato desta ser o suporte das atividades microbianas. No entanto, abordagens tem sido feitas em relação a umidade e os espaços livres, pois é nos espaços de circulação de ar que a água está presente, principalmente. Portanto, a umidade deve ser a mais alta possível, mas que não reduza o suprimento de oxigênio necessário à decomposição. Ao mesmo tempo, o produto final deve ser o mais seco possível para ser estocado e transportado. Segundo Shulze, 1962 apud Madejón et al. (2002), o uso do conceito de espaço de ar livre, adotado da ciência do solo, estabelece a relação entre a umidade e a estrutura física dos materiais em compostagem. Jerris e Regan (1993), citados na mesma referência, estimaram que o suprimento necessário de oxigênio, em uma larga variedade de resíduos com diferentes umidades, é de 30% - 36% de espaço de ar livre.

Haug (1993) apud Madejón et al.(2002) apresentou a relação entre o espaço livre de aeração (ELA, %), a porosidade (P, %) e umidade (U, %) na equação 3

$$ELA = P * (1 - U/100) \quad (3)$$

Sendo:

$$P = 100 * (1 - p_b/p_p)$$

Onde:  $p_p$  é a densidade de partícula ( $g/cm^3$ ) e  $p_b$  é a densidade do resíduo ( $g/cm^3$ ).

O mesmo autor relacionou então o espaço de ar livre e umidade através da equação (4).

$$U = 100 - (ELA/1 - p_b/p_p) \quad (4)$$

A densidade de partículas depende da composição química da partícula, sendo calculada pela relação entre a massa e a unidade de volume dos sólidos. A densidade do resíduo envolve a massa de partículas e o volume total do resíduo (sólidos mais espaços porosos) (Andreoli, 2001).

Madejón et al. (2002) aplicaram três métodos em três tipos de resíduos para avaliar a relação empírica entre as duas variáveis, que resultaram em correlações lineares entre o ELA

e a U. Os valores médios de densidade de partícula e densidade dos substratos compostáveis utilizados pelos autores variaram de 1,25 a 2,1 g/cm<sup>3</sup> e de 0,4 a 0,53 g/cm<sup>3</sup> para densidade de partícula e densidade dos resíduos, respectivamente. Este estudo concluiu que a umidade pode ser controlada mais facilmente através de medidas de porosidade, pois estas estão estritamente correlacionadas, para diversos tipos de resíduos.

Segundo Barrington et al. (2002) a compostagem é um dos poucos processos naturais de estabilização de resíduos orgânicos. Os autores afirmaram que este processo destrói parasitas, patogênicos e vírus contidos nos resíduos, reduz consideravelmente as emissões de gases com odores, e finalmente seca os resíduos, tornando-os não atrativos aos insetos. No entanto, ocorrem grandes perdas de nitrogênio durante a compostagem, principalmente por “stripping” da amônia, que pode contribuir para a formação de chuvas ácidas e baixar o teor fertilizante do composto. A disponibilidade de carbono, o agente estruturante, o tamanho das partículas, o teor de umidade e regime de aeração são fatores que podem influenciar a perda de nitrogênio na compostagem. Barrington et al. (2002) avaliaram o efeito da disponibilidade de carbono, o teor de umidade e regime de aeração nas perdas de nitrogênio e carbono na compostagem. A disponibilidade de carbono varia de acordo com os agentes estruturantes utilizados. Para isto, utilizaram os seguintes substratos orgânicos: serragem, casca de cereais e gramas, corrigidos os teores de nitrogênio. O carbono foi monitorado através da análise da DBO<sub>5</sub> em todos os resíduos. Os três níveis de umidade foram 70%, 65% e 60%, enquanto que os regimes de aeração foram passivo e ativo, isto é, com aeração forçada e leiras revolvidas mecanicamente. As perdas de nitrogênio e carbono foram monitoradas durante 21 dias, durante a etapa mais oxidativa. Os testes foram realizados em reatores de 105 litros. Outros estudos têm comprovado que a perda de nitrogênio está associada com o teor inicial de nitrogênio. A volatilização da amônia consiste em 90% das perdas totais. A perda de carbono ocorre pela bio-oxidação. A adição de agentes estruturantes, ricos em carbono, com capacidade de absorver a umidade é um fator importante também para diminuir as perdas de nitrogênio. Estudo de Martin e Dewes (1992) apud Barrington et al. (2002) demonstrou que os principais fatores que afetam a produção gasosa na compostagem são o teor inicial de nitrogênio total contido nos resíduos, a temperatura durante o processo e a frequência de revolvimento. Dependendo do agente estruturante, ou seja, em resíduos com altos teores de lignina, de difícil biodegradabilidade, as perdas de nitrogênio são maiores. Para todos os agentes estruturantes estudados no experimento supra citado, o teor de umidade e regime de aeração não afetaram significativamente as perdas de nitrogênio e carbono. A proporção dos resíduos compostados afetou significativamente as perdas de nitrogênio. No entanto, o nível

de disponibilidade de carbono é fracamente relacionado as perdas de nitrogênio, visto que outros fatores afetam estas perdas, como tamanho da partícula, entre outros (Barrington et al., 2002).

Sánchez-Monedero et al. (2001) estudaram a evolução das diferentes formas de nitrogênio durante a compostagem, bem como a relação desta com parâmetros como pH, condutividade elétrica e maturidade dos compostos obtidos. Os autores realizaram a compostagem com lodo de esgoto, resíduos orgânicos domiciliares e restos agroindustriais. As transformações do nitrogênio dependeram dos substratos e da taxa de decomposição da matéria orgânica. As maiores concentrações de amônia foram observadas nas primeiras semanas de compostagem, coincidindo com o período mais intenso de biodegradação da matéria orgânica, atingindo valores menores que 0,04% ao final do processo. A adição de uréia elevou os teores de amônia no início do processo. A nitrificação ocorreu somente após o abaixamento da temperatura (<40°C). Portanto, o aumento dos teores de  $\text{N-NO}_3^-$  foi obtido ao final da maturação. As perdas de nitrogênio dependeram dos tipos de resíduos, pH e temperatura.

Alguns estudos indicam que a reatividade da compostagem na etapa inicial pode ser reduzida em determinadas faixas de temperatura e pH. Smars et al. (2002) realizaram estudos cujos resultados demonstraram que as atividades microbianas são dificultadas a baixos pH e elevadas temperaturas. Experimentos foram conduzidos em reatores de 200 litros, onde os resíduos orgânicos previamente selecionados (restos vegetais) foram misturados com palha e água, ajustando-se a umidade em 65%. Dois regimes de processo foram adotados, sendo que no primeiro reator ocorreu a elevação natural da temperatura e no segundo controlou-se a temperatura quando pH ainda estava baixo. Após a elevação do pH o processo continuou naturalmente. A atividade dos regimes foi medida pela produção de  $\text{CO}_2$  a cada 5 minutos. Os resultados dos experimentos mostraram que consideráveis ganhos em tempo e atividade no processo de compostagem podem ser obtidos se for controlada a temperatura mesofílica na etapa inicial, de baixo pH. A explicação para isto decorre da tolerância microbiana a temperaturas termofílicas em baixos valores de pH e altas concentrações de ácidos graxos. Ao início do processo ocorre o abaixamento do pH e incremento de ácidos graxos, principalmente ácido láctico, que é decorrente da degradação de nutrientes como açúcares, amidos e gorduras. Os autores concluíram, basicamente, que a atividade microbiana foi influenciada pelo baixo pH e pelo tipo de resíduo utilizado, que produziu elevados teores de ácidos graxos na etapa inicial da compostagem.

### 3.1.7.1 Efeitos ambientais do processo de compostagem

O principais impactos ambientais da compostagem são a produção de gases e lixiviados, principalmente em sistema “windrow” realizado em áreas descobertas. A produção de lixiviados na compostagem é relatada no item 3.2.

Um dos mais importantes problemas operacionais relativo a compostagem aeróbia, é a geração de odores devido à emissão de compostos voláteis. De acordo com Eitzer, 1995 apud Smet et al. (1999), a maior parte das emissões de compostos voláteis na compostagem são geradas ao início do processo. Pöhle e Kliche (1996) apud Smet et al.(1999) classificaram o processo de compostagem em três estágios ou seja, etapa ácida, etapa termofílica e etapa de resfriamento, com produção de gases específicos em cada estágio. A geração de gases sulfurosos, álcoois, cetonas, ésteres e ácidos orgânicos, é devida principalmente a ineficiência da aeração.

Em um processo de compostagem é necessário identificar as fontes dos odores, a intensidade, frequência e condições meteorológicas associadas aos mesmos. Os limites de odores podem ser medidos por métodos convencionais (Smet et al., 1999).

O controle da produção de odores na compostagem pode ser realizada pela seleção dos resíduos a serem processados, ou seja, ajustando a relação C:N (30:1), juntamente com a adição de agentes estruturantes, como serragem, no caso da compostagem de biossólidos em leiras tipo “windrow”. Nas leiras estáticas aeradas é utilizada a cobertura das mesmas com composto maturado ou serragem. Outras tecnologias citadas para tratar os gases exauridos são os biofiltros, materiais adsorventes, lavadores e combustão (USEPA, 1994).

He et al. (2000) investigaram as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  na compostagem aeróbia em reatores de pequena escala. Os resultados dos experimentos mostraram a alta produção de  $N_2O$  ao início do processo. Com a adição de esterco bovino houve o incremento da produção deste gás. Os substratos principais deste estudo foram restos alimentares. Na compostagem apenas com resto alimentar, o pico de produção de  $N_2O$  ocorreu no primeiro dia. Após dois dias caiu a baixos teores e a níveis atmosféricos. Já com a adição de esterco as emissões deste gás permaneceram constantes por 36 - 40 dias. A produção de metano foi detectada apenas na compostagem com esterco. Os resultados demonstraram a existência de ambiente anóxico nestes experimentos.

Segundo Jeong e Kim (2001), vários fatores como pH, relação C:N, temperatura, mistura e revolvimento/aeração podem afetar a perda de amônia na compostagem. Perdas substanciais de nitrogênio, principalmente na forma de amônia, podem reduzir o valor fertilizante do composto. Detectou-se perdas de nitrogênio em compostagem de lodos na faixa de 50%. Estes pesquisadores avaliaram um método para conservação do nitrogênio na compostagem. Sais de cálcio e magnésio foram adicionados para remover a alcalinidade, diminuindo o pH e, conseqüentemente, a perda de amônia. A precipitação de estruvita ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) é um fenômeno comum em tratamentos anaeróbios. Os cristais aderem à superfície dos tubos e equipamentos mecânicos. Este fenômeno tem sido usado para controlar alguns nutrientes como nitrogênio e fósforo em tratamento de esgotos. Uma das vantagens deste fenômeno é também a obtenção de nutrientes para fertilização. Com base neste fenômeno, foram montados experimentos de compostagem em escala de bancada, com adição de sais de magnésio e fósforo solúveis em água, para avaliação da retenção de nitrogênio no composto. Os resultados dos experimentos demonstraram que a adição de sais de magnésio e fósforo reduziram significativamente as perdas de amônia e incrementou automaticamente os teores totais de nitrogênio no composto. É comprovado que o processo de compostagem reduz a qualidade agronômica do produto devido às perdas significativas de nitrogênio. A formação de cristais de estruvita resulta na redução destas perdas. A adição de sal contendo fósforo também incrementa o valor fertilizante do composto. No entanto, a adição destes sais pode incrementar a salinidade do composto e desvalorizar o valor agronômico, como também diminuir a atividade microbológica na compostagem. Por estes motivos é necessário um estudo prévio das quantidades a serem utilizadas no processo. É citado por Jeong e Kim (2001) que a utilização de  $KH_2PO_4$  diminuirá a salinidade e terá também a incorporação de nutrientes no composto. Schulze–Rettmer, 1991 apud Jeong e Kim (2001) recomendou ácido fosfórico e óxido de magnésio para a formação da estruvita e evitar o problema da salinidade. Foi observado que a adição destes sais pode incrementar os custos de produção, no entanto poderá valorizar o composto pela utilização de resíduos que contenham estes sais com fósforo na compostagem. A estruvita é conservada no composto devido à baixa umidade deste, onde o nitrogênio será solubilizado após a aplicação no solo.

### 3.1.7.2 Efeitos de escala e clima na compostagem em região subtropical

Tíquia et al. (1997a) analisaram a compostagem de resíduos com dejetos de suínos nas situações climáticas de verão e inverno em Hong Kong. A maturidade do composto foi atingida aos 56 dias no verão, sendo que esse ainda estava imaturo, aos 91 dias, na

compostagem iniciada no inverno. Nessa pesquisa, foi utilizado o sistema “windrow”, com leiras de formato triangular de 2 m de largura e 1,5 m de altura (volume de 2 m<sup>3</sup>). As leiras foram revolvidas a cada quatro dias até o final da compostagem. A umidade foi ajustada a 60%, somente ao início do processo. Os resultados deste estudo demonstraram que as temperaturas ambientes afetaram as trocas nas propriedades físico-químicas e biológicas dos resíduos em processo de compostagem. As temperaturas ambiente médias de verão e inverno foram 27°C e 15° C, respectivamente (Figura 3.16). A taxa de decomposição da matéria orgânica foi menor no inverno, tanto que o composto não atingiu a maturidade aos 91 dias. Tendo em vista que a temperatura ambiente é um fator que não pode ser controlado, os autores sugerem, para melhorar o processo no inverno, que seja elevado o volume da leira, de 2 m<sup>3</sup> para 2,5 m<sup>3</sup> a 3,0 m<sup>3</sup>, para que haja um maior período termofílico, onde o processo é mais eficiente.

Larney et al. (2000) analisaram a compostagem ativa (com revolvimento) e a compostagem passiva (aeração forçada) de resíduos de estrebaria (gado) no inverno e verão, em Alberta, Canadá. Além da temperatura ambiente no inverno não facilitar a secagem da leira, os autores verificaram que a umidade das leiras foram elevadas neste período e consideraram que as precipitações afetaram o processo. Os autores concluíram que na fase termofílica, foram obtidas maiores reduções de massa total, umidade e massa seca nas leiras com revolvimento montadas no verão (Tabela 3.5). A maior perda de massa total no verão, durante a fase termofílica, com duração de 98 dias, comparada com a situação de inverno de menor perda de massa seca e 132 dias de duração indica que o processo é mais acelerado no verão. Na presente pesquisa, embora não tenha sido avaliada a perda de massa seca durante os dois períodos climáticos (inverno e verão), o balanço de massa realizado no verão resultou em 11,58% de perda total de massa seca, enquanto Larney et al. (2000) encontraram 21,5% e 30,5% no verão e inverno, respectivamente. A perda total de massa seca depende dos substratos utilizados e considerando a alteração da alimentação no inverno e verão, no caso de Porto Alegre, pode-se concluir também que neste período a perda total de massa seca possa ser menor porque há um consumo expressivo de alimentos fibrosos, como por exemplo frutas e legumes que produzem resíduos de difícil biodegradação.

A aceleração do processo no verão foi demonstrada por Larney et al (2000) pelos resultados do balanço de massa e também pelo aumento da densidade seca do composto (Figura 3.17), resultando em maior densidade no verão.

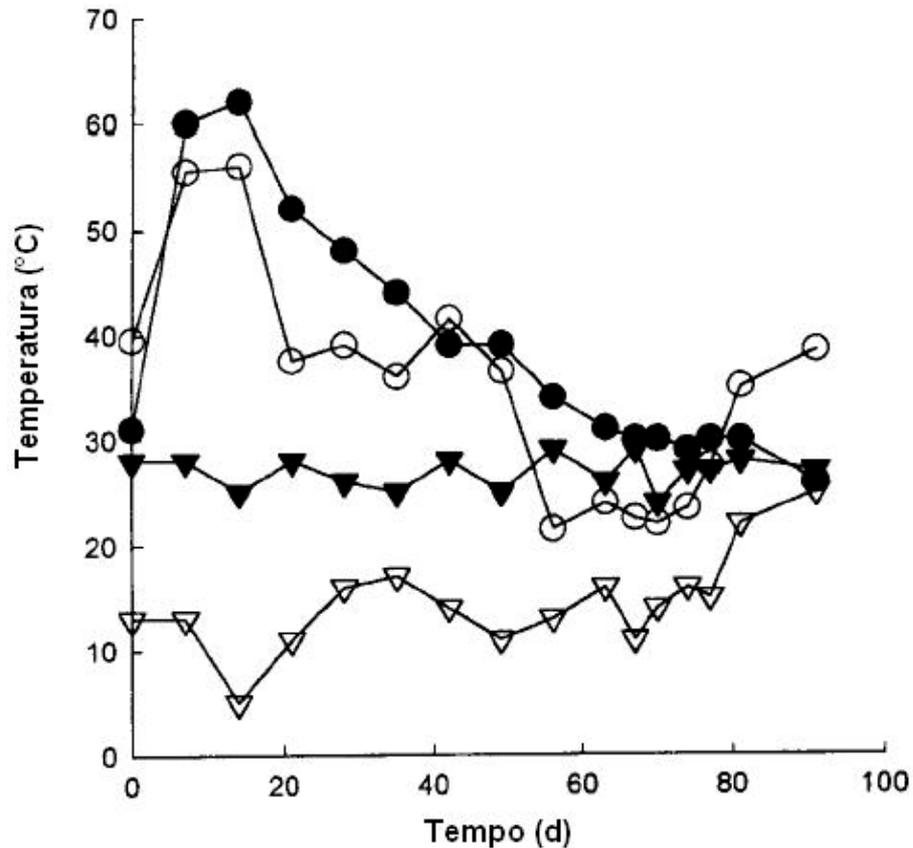


Figura 3.16- Gráfico da variação da temperatura ambiente e de leiras de resíduos de cama de suínos durante o processo de compostagem

(○ leira no inverno ● leira no verão ▽ temperatura ambiente no inverno ▼ temperatura ambiente no verão)

(Fonte: Tíquia et al., 1997)

Tabela 3.5 –Balanço de massa na compostagem ativa (com revolvimento) de resíduos de estrebaria (gado) durante o inverno e verão (1996-1997)

Estação climática	Perda de massa total (%)	Perda de água (%)	Perda de massa seca (%)
<i>Durante a fase termofílica</i>			
Inverno	32,1 b	35,8 b	23,8 a
Verão	56,2 a	75,3 a	11,9 b
<i>Durante a fase de cura</i>			
Inverno	11,0 b	12,2 b	8,7 a
Verão	18,5 a	31,0 a	10,8 a
<i>Durante todo o período</i>			
Inverno	39,5 b	43,6 b	30,5 a
Verão	64,3 a	83,0 a	21,5 a

a e b: médias (n=3) seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes a um nível de 10%.

(Fonte: Larney et al., 2000)

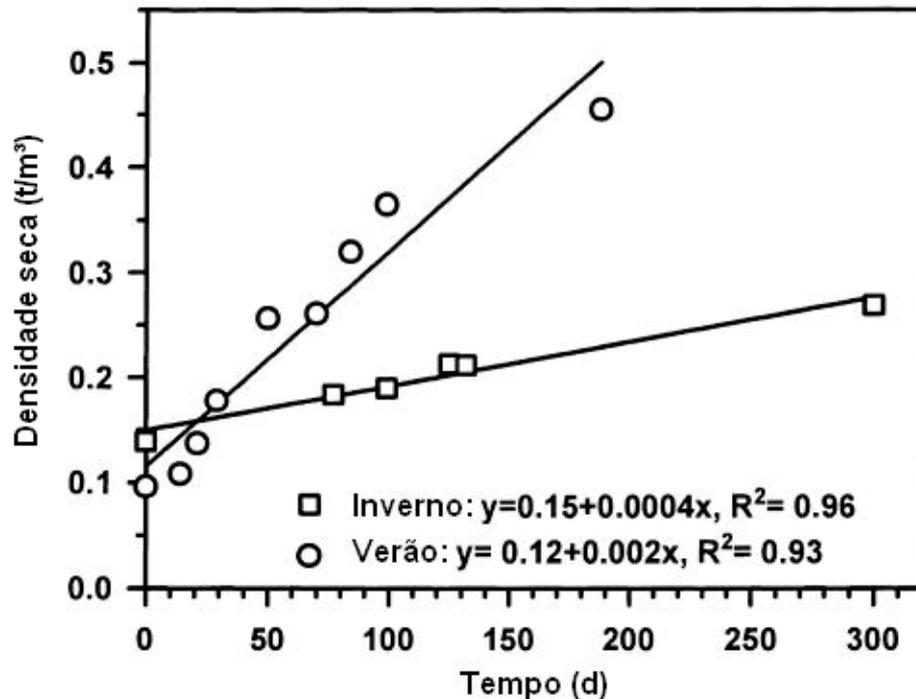


Figura 3.17- Relação entre o tempo de compostagem e a densidade seca do material orgânico das leiras no inverno e verão (Fonte: Larney et al., 2000)

A influência da temperatura e umidade na atividade microbiana da compostagem de biosólidos foi estudada por Liang et al. (2003). Os experimentos foram conduzidos em laboratório com acompanhamento do consumo de oxigênio. Foi analisado o consumo máximo de oxigênio em umidades de 30 a 70% e verificado que o máximo consumo de oxigênio ocorreu na faixa de 50 a 70% de umidade (Figura 3.18), o que confirma que a umidade deve ser controlada e ajustada para valores em torno de 60% para acelerar o processo e não muito elevada, para evitar a anaerobiose.

### 3.1.8 Qualidade do composto

A atividade antropogênica tem aumentado progressivamente a geração de resíduos orgânicos, que necessitam de alguma forma ser reincorporados aos sistemas naturais vigentes, de forma harmônica, evitando impactos ambientais profundos. Portanto, o conhecimento da dinâmica da matéria orgânica, presente ou adicionada ao solo, desempenha um papel chave sobre a possibilidade de reaproveitamento energético dos resíduos oriundos da atividade humana. Desde a década de 60, em vários países, iniciou-se uma conscientização do problema

gerado pelo acúmulo de resíduos oriundos da atividade agrícola, industrial e urbana (Reis, Selbach e Bidone, 2003).

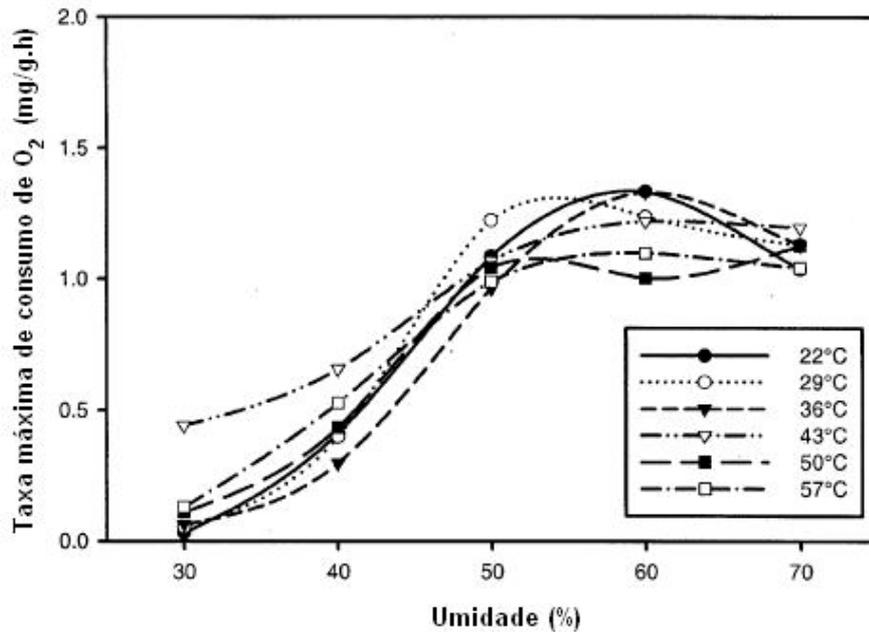


Figura 3.18– Efeito da temperatura e umidade no consumo máximo de oxigênio (médias de duas repetições)  
(Fonte: Liang et al., 2003)

Referindo-se aos resíduos sólidos domiciliares, Sharma et al. (1997) relacionam a qualidade do composto à origem dos substratos orgânicos utilizados. Portanto, a compostagem de resíduos sólidos domiciliares não segregados na fonte pode gerar um produto final de péssima qualidade. Os principais contaminantes da matéria orgânica são os metais pesados, presentes principalmente nos resíduos não orgânicos quando separados na origem, diminuem suas concentrações no composto produzido, bem como de outros inertes (vidros, pedras, etc.). A segregação na origem, ou seja, a coleta seletiva de orgânico e inorgânico acarreta melhor qualidade do composto, bem como dos materiais secos recicláveis, tais como: vidros, plásticos, papéis, metais, entre outros.

Segundo Reis, Selbach e Bidone (2003), projetando-se o crescimento populacional e, conseqüentemente, o aumento de rejeitos de origens variadas, bem como a necessidade de preservação dos recursos naturais como solo e água, deveremos estar muito seguros das práticas de reciclagem e ou descarte de resíduos orgânicos em solos. Tendo em vista a necessidade de socializar ou desconcentrar os resíduos acumulados, o conhecimento e os critérios desenvolvidos pelas pesquisas são preponderantes para que sejam otimizados os processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no solo, objetivando a otimização da

reciclagem de nutrientes, mas, ao mesmo tempo, objetivando o manejo correto dos contaminantes e poluentes presentes nestes resíduos. Caso não sejam atendidos estes requisitos, provavelmente se estará disseminando o impacto ambiental para áreas maiores e, talvez, de forma irreversível.

Devido à sua natureza orgânica, o composto de “lixo” apresenta uma densidade média entre 0,4 e 0,7 g/cm<sup>3</sup>, bem como uma capacidade de retenção de água até três ou quatro vezes seu peso (Tabela 3.6). Em função destas características, também atua como condicionador de solo, diminuindo sua densidade e melhorando a formação de agregados e estruturação.

Tabela 3.6 - Características físicas e químicas do composto de resíduos sólidos domiciliares

Característica	Varição
Densidade (g cm <sup>-3</sup> )	0,36 – 0,74
Capacidade retenção água (g kg <sup>-1</sup> )	130 – 3340
pH (água-composto 2:1)	6,90 – 8,10
CTC (cmol kg <sup>-1</sup> )	10,1 – 22,4

(Fonte: He et al.,1995)

### 3.1.8.1 Legislação

A NBR 10004 (ABNT, 2004) classifica os resíduos sólidos quanto a seus riscos ao meio ambiente e à saúde pública, com exceção dos resíduos radioativos que são de competência exclusiva da Comissão Nacional de Energia Nuclear. A norma atualizada distingue quatro classes: Classe I – resíduos perigosos, Classe II – resíduos não perigosos; subdivididos em Classe II A e Classe II B, não inertes e inertes, respectivamente. Portanto a maioria dos resíduos orgânicos in natura ou “crus”, por serem biodegradáveis serão classificados como Classe II A – não inerte. O teste de solubilização determinará se o resíduo é não inerte.

O composto orgânico humificado pode ser considerado um fertilizante orgânico e definido com sendo todo produto de origem vegetal ou animal que, aplicado ao solo em determinadas quantidades, em épocas e formas adequadas, proporciona melhorias de suas qualidades físicas, químicas e biológicas, podendo atuar como um corretivo da acidez, um complexante de elementos tóxicos e uma fonte de nutrientes às plantas, garantindo a produção

de colheitas compensadoras, com produtos de boa qualidade, sem causar danos ao solo, à planta ou ao ambiente (Kiehl, 1985).

Até 1982 não havia regulamentação para os fertilizantes orgânicos produzidos ou comercializados no Brasil. O decreto federal nº 75.583 de 09/04/75, que regulamentou a Lei 6.138 de 08/04/74, referiu estes insumos agrícolas em seu artigo 13 como: “Ficam dispensados de registro: esterco curado, lixo fermentado, cinzas, turfas, fuligens e outros resíduos, quando vendidos com sua denominação exata” (Bidone et al. 2001).

Na legislação brasileira, o decreto federal nº 86.955, de 18 de fevereiro de 1982, regulamenta os fertilizantes organominerais. Nesse decreto, estabelece-se a definição “Fertilizante organomineral – fertilizante proveniente da mistura ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos”. Complementam este decreto a portaria nº 31 do Ministério da Agricultura, de 8 de junho de 1982, que aprova os métodos analíticos que passaram a constituir os métodos padrões e oficiais para análise de fertilizantes, e a Portaria nº 1 do mesmo ministério, de 4 de março de 1983, que fixa especificações, garantias e tolerâncias dos produtos. Esta portaria define alguns parâmetros que devem ser respeitados para o composto em geral, que é colocado à venda no mercado. São fixados parâmetros genéricos, sendo que um bom composto de lodo de esgoto pode apresentar características muito superiores aos critérios nela definidos. Por outro lado, a Portaria não toca em questões importantes para a qualidade de compostos, como os metais pesados e microrganismos patogênicos.

A tabela 3.7 apresenta alguns parâmetros fixados pela Portaria nº1. As propriedades agronômicas do composto não se limitam ao seu teor de nutrientes minerais. Mesmo assim os nutrientes tem uma função importante na melhoria da fertilidade do solo, o que justifica a necessidade de sua caracterização analítica e sua divulgação aos agricultores e agrônomos, para a definição de um plano geral de adubação.

O composto não deve ser visto como um substituto do adubo mineral, mas sim como um condicionador de solos, cujo uso permite melhorar suas condições gerais a longo prazo, fazendo com que as plantas aproveitem melhor o adubo mineral incorporado (Fernandes e Silva, 1999).

Em 14 de janeiro de 2004 foi aprovado o Decreto 4954 que regulamentou a Lei 6894 sobre a inspeção e fiscalização de produção e comércio de fertilizantes.

Tabela 3.7 - Especificação dos fertilizantes organomineral e “composto”

Garantia	Organo-mineral		Composto	
Matéria orgânica total	Mínimo de 15%	Tolerado 13,5%	Mínimo de 40%	Tolerado 36%
Nitrogênio total	Conforme declarado no registro		Mínimo de 1,0%	Tolerado 0,9%
Umidade	Mínimo de 20%	Tolerado 22%	Mínimo de 40%	Tolerado 44%
Relação C:N	-		Mínimo de 18/1	Tolerado 21/1
pH	Mínimo de 6,0	Tolerado 5,4	Mínimo de 6,0	Tolerado 5,4
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Conforme declarado no registro		-	
K <sub>2</sub> O	Conforme declarado no registro		-	
Soma de NPK, NP, PK ou NK	Mínimo de 6,0%	Tolerado 5,0%	-	

Obs: Correspondente à tabela nº 3 da Portaria nº 1, acrescida de colunas contendo as tolerâncias permitidas. (Fonte: Kiehl, 1985)

Após a Portaria nº 1 do Ministério da Agricultura foram aprovadas as seguintes instruções normativas (IN):

- IN Nº 10 de 10 de maio de 2004: classifica os fertilizantes de acordo com a natureza, quantidade de nutrientes, por categoria e modo de aplicação;
- IN Nº 10 de 18 de outubro de 2004: aprova as definições e normas para fertilizantes minerais;
- IN Nº 15 de 22 de dezembro de 2004: aprova as definições e normas para fertilizantes orgânicos e outros. De acordo com esta instrução normativa o composto de “lixo” é definido como fertilizante orgânico composto, obtido pela separação da parte orgânica dos resíduos sólidos domiciliares e sua compostagem, resultando em produto de utilização na agricultura e atendendo aos limites estabelecidos para contaminantes; ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos. E este pertence à classe C, ou seja, fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura. Para esta classificação são determinados os limites e tolerâncias apresentados na tabela 3.8. Observa-se

que ainda não foram determinados os limites para contaminantes químicos ou biológicos.

Tabela 3.8 - Especificações dos fertilizantes orgânicos, misto e composto

Garantia	Misto/composto				Vermicomposto
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D	
Umidade (máx.)	50	50	50	70	50
N total (mín.)			1		
CO (mín)		15			10
CTC		300			
pH (mín.)	6,0	6,5		6,0	6,0
C:N (máx.)		18			12
CTC/C (mín.)		20		30	20
Soma NPK			2		

(Fonte: LEGISLAÇÃO Agrícola Federal: instruções normativas, fertilizantes orgânicos. 2003-2004)

Na Itália, até 1996, haviam duas famosas leis de compostagem: (1) DPR 915/82, para disposição de resíduos, com sucessivas alterações em 27/7/84; e (2) Lei Nacional 748/84 para controle de fertilizantes (Sharma et al., 1997). Esta última lei define o conceito de compostagem, bem como as características básicas dos resíduos brutos, composto produzido e condições do solo para distribuição do composto. De acordo com a lei DPR, composto é o produto obtido do processo biológico aeróbio dos resíduos sólidos urbanos, de materiais orgânicos naturalmente fermentáveis ou de sua mistura. Quanto ao composto produzido, deve possuir boas características agronômicas, com limites aceitáveis de contaminantes conforme valores apresentados nas tabelas 3.9 e 3.10.

Tabela 3.9 - Características agronômicas do composto segundo a lei italiana DPR

Parâmetros	Unidades de medida	Limite aceitável
Materiais inertes	% (em peso de matéria seca)	≤ 3
Vidro (tamanho)	mm	≤ 3
Vidro (Quantidade)	% (em peso de matéria seca)	≤ 3
Material plástico	% (em peso de matéria seca)	≤ 1
Material ferroso	% (em peso de matéria seca)	≤ 0,5
Umidade	% (em peso de matéria )	< 45

(Fonte: Sharma et al., 1997)

Tabela 3.10- Limites aceitáveis do composto segundo a lei italiana DPR

Parâmetros	Unidades de medida	Limite aceitável
Sementes de plantas daninhas	Nº/50 g	ausente
pH	Unidades de pH	6 – 8,5
Ar	mg/kg (matéria seca)	10
Cd	mg/kg (matéria seca)	10
Cr <sup>+3</sup>	mg/kg (matéria seca)	500
Cr <sup>+6</sup>	mg/kg (matéria seca)	10
Hg	mg/kg (matéria seca)	10
Ni	mg/kg (matéria seca)	200
Pb	mg/kg (matéria seca)	500
Cu	mg/kg (matéria seca)	600
Zn	mg/kg (matéria seca)	2.500

(Fonte: Sharma et al., 1997)

Para o uso do composto orgânico na agricultura, a legislação italiana apresenta algumas considerações, de como o composto orgânico pode ser aplicado na agricultura com diferentes concentrações de metais, cujas concentrações no solo não podem exceder os valores apresentados na tabela 3.11.

Tabela 3.11- Limites de metais pesados no solo e quantidade de metais que podem ser adicionados anualmente, através do composto

Parâmetros	Máximo de concentração no solo (mg/kg de solo seco)	Quantidade máxima de composto aplicável (g/ha/ano)
Ar	10	100
Cd	3	15
Cr <sup>+6</sup>	3	15
Cr <sup>+3</sup>	50	2.000
Hg	2	15
Ni	50	1.000
Pb	100	500
Cu	100	3.000
Zn	300	10.000

(Fonte: Sharma et al., 1997)

Segundo Sharma et al.(1997), o composto é aplicável à produção de frutas, no entanto algumas regulamentações para o uso são necessárias, como: não deve ser utilizado no início da floração, bem como três meses antes da colheita, não deve ser utilizado em forragens e florestas, não de ser utilizado em solo de  $\text{pH} < 6$ , pode ser utilizado em horticultura e cultivos industriais, porém dois meses antes da plantação, pode ser utilizado em cultivos arbóreos, em parques públicos e play grounds, antes da semeadura das espécies de plantas serem introduzidas.

A NBR 13591 (ABNT, 1996) define os termos empregados exclusivamente em relação à compostagem de resíduos sólidos domiciliares.

### 3.1.8.2 Considerações sobre os contaminantes químicos e biológicos no composto

A quantidade de metais no solo é dependente do material de origem, de sua gênese e morfologia e da qualidade dos insumos nele utilizados. As plantas absorvem diferentes quantidades de metais mas, em condições naturais, geralmente não se observa a toxicidade de metais para plantas. O uso de resíduos orgânicos, tais como esterco de animais, lodo de esgoto, “lixo” urbano e resíduos industriais na agricultura tem como objetivos principais a utilização do solo como meio de tratamento e/ou destino final e o fornecimento de nutrientes para as plantas. No entanto, estes resíduos contém diferentes quantidades de metais pesados que podem atingir os solos e alcançar níveis tóxicos para a cadeia trófica. No solo, reações de adsorção, complexação, oxidação - redução e precipitação controlam a disponibilidade e solubilidade dos metais. Aplicações de calcário e esterco e o cultivo de adubos verdes diminuem a solubilidade e disponibilidade de metais. Deste modo, o estudo da utilização agrícola de resíduos urbanos contendo altos teores de metais pesados se reveste de grande importância, na medida em que se busca reduzir resíduos poluentes sem contudo poluir outro ecossistema (Miyazawa et al., 1999).

Kiehl (1998) observa que não há somente os metais pesados como elementos químicos contaminantes, existem, também, os metais leves, os semimetálicos e os não metálicos. São considerados como metais leves os que possuem densidade inferior a  $5,0 \text{ g/cm}^3$ . No entanto, esta classificação é pouco utilizada. Atualmente o termo “metal pesado” é utilizado genericamente para os elementos químicos que contaminam o meio ambiente e podem provocar diferentes níveis de dano à biota. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são Ag, As, Cd, Co, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se e Zn. Estes elementos são

encontrados naturalmente no solo em concentrações variadas, as quais são inferiores àquelas consideradas tóxicas para diferentes organismos vivos. Dentre eles o As, Co, Cr, Se, Cu, Ni e Zn são essenciais aos organismos vivos. Os teores de metais pesados solúveis no solo são geralmente baixos. Entretanto, o emprego de fungicidas, fertilizantes minerais e esterco de animais na agricultura e o descarte de resíduos urbanos, tais como lixo e lodo de esgoto, e industriais no solo, podem elevar as concentrações de metais pesados no solo.

Stentford e Pereira Neto (1993) afirmaram que a presença de metais pesados nos lodos de esgoto tem sido uma grande preocupação com relação ao seu uso agrícola. Alguns pesquisadores concluíram que durante a compostagem, na humificação da matéria orgânica, ocorre o fenômeno de quelação de elementos metálicos na fração húmica do composto, ou seja, os metais ficam quimicamente retidos na estrutura dos compostos húmicos. A compostagem de lodos de esgotos tem sido avaliada, pelos autores supracitados, como um dos mais importantes processos de tratamento e reciclagem deste resíduo, tendo em vista que se executada de forma adequada, produzirá um composto de boa qualidade agrônômica e sanitária.

Os metais pesados presentes no lodo de esgoto de algumas cidades são provenientes, principalmente, dos efluentes industriais que são lançados nas redes coletoras públicas. A tabela 3.12 mostra os níveis de metais pesados detectados em alguns materiais utilizados no solo, bem como em lodos de diversas estações de tratamento de esgotos. Portanto, deveria haver critérios para a definição de uma legislação que limite os teores de metais pesados no composto, baseado na qualidade do mesmo e tipo de solo, cultura, clima e todas as relações e equilíbrios dinâmicos envolvidos, a curto, médio e longo prazo, que ainda devem ser intensivamente estudados. A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, SABESP, tem trabalhado para estabelecer critérios de uso agrícola dos lodos, seguindo o pioneirismo da SANEPAR (Companhia de Saneamento do Estado do Paraná) neste sentido. Na ausência destes critérios, o plano diretor da empresa recomenda a adoção da “40 CFR Part 503”, limites apresentados na tabela 3.12, elaborada pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos. Trata-se do Código de Regulamentos Federais nº40 (40 CFR), seção 503 (part 503), em vigor desde 19/2/93. Esta legislação regulamenta a disposição superficial, o uso agrícola e a incineração dos biossólidos das ETEs (Santos, 1998).

Tabela 3.12 - Teor de metais pesados detectados em alguns materiais utilizados nos solos e em biossólidos de diversas ETEs (mg/kg)

Material	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Lodo de esgoto (USA)	2-1100	-	-	84-10.400	12-2.800	800-26.000	72-16.400	-
Lodo ETE sul Londrina- RALF	1,6	12,4	62,8	725	67,3	208,2	207,0	-
Fertilizante fosfatado	0,1-170	1-12	66-245	1-300	7-38	7-225	50-1450	-
Calcário	0,04-0,1	0,4-3	10-15	2-125	10-20	20-1250	10-450	-
Lixo urbano	2	-	26	113	12	135	235	-
Composto com lodo	-	-	60	78	-	38	89	-
Esterco de suíno	0,58	4,1	19,3	230	4	19,6	1670	-
Esterco de aves	0,33	2,7	15,9	72,8	2,6	5,9	151	1,0
Lodo de esgoto S.Paulo-Barueri 1996	9-38	-	334-1005	485-1706	239-600	101-350	585-2506	0-6,8
Lodo de esgoto Brasília	<10	-	54	-	34	50	-	4
Composto de lodo e resíduos de podas de árvores	0	10	48,2	240	29	105,6	836	-
Recomendado pela EPA	39	-	1200	1500	420	300	2800	17
Teor máximo estabelecido pela EPA	85	-	3000	4300	420	840	7500	57
Recomendado pela SANEPAR	20	-	1000	1000	300	750	2500	16

(Fonte: Fernandes e Silva, 1999, p.33)

O Brasil não possui ainda uma legislação específica, limitando as concentrações dos metais pesados em compostos orgânicos de lodos de esgoto ou composto; no entanto, vários países estabelecem concentrações máximas bastante diferenciadas (Webber et al., 1983). Sendo assim, a recomendação de uso de um composto de lodo de esgoto, para fins agrícolas, exige uma criteriosa avaliação do comportamento das diversas culturas em diferentes solos, de modo a determinar a real mobilidade dos metais, estudados no decorrer do tempo (Gouvea e Pereira Neto, 1997).

A qualidade do produto final da compostagem deve ser normatizada por legislação específica, pois o composto não é um produto único, podendo sua qualidade variar de excelente à péssima, de acordo com os resíduos e processos empregados. Devido ao fato do problema dos lodos no Brasil ser recente, não há normas para a correta classificação dos

processos de tratamento do lodo e qualidade do produto final gerado. Vários autores têm citado que os metais pesados (Tabela 3.13), principalmente cádmio, cobre, chumbo e zinco, estão presentes na fração orgânica do composto de resíduo sólido urbano, em concentrações relativamente elevadas. (Fortes Neto, 1992).

Tabela 3.13- Composição química média do composto de resíduos sólidos urbanos

Elemento	Concentração (g kg <sup>-1</sup> )	Elemento	Concentração (mg kg <sup>-1</sup> )
CO	252	As	8
N	12	B	61
P	3,5	Cd	3
K	4,3	Cr	76
Ca	28	Cu	281
Mg	2,8	Mn	501
Na	3,7	Ni	34
Al	13	Pb	234
S - SO <sub>4</sub>	1,6	Zn	655

(Fonte: He et al., 1995)

Ao longo dos anos procurou-se incrementar a produção agrícola por hectare e com isto vieram os fertilizantes minerais, os pesticidas e a reciclagem de biomassa, como lodo de esgoto e composto (contendo metais pesados como impurezas), que contribuem significativamente para a contaminação dos solos agrícolas (Sharma et al., 1997). As baterias contém mercúrio, cádmio e zinco, as tintas podem conter cromo, chumbo e cádmio, os plásticos contém cádmio, os papéis chumbo e os cosméticos cádmio e zinco, etc (Sharma et al., 1997). Estas são as principais fontes de metais pesados nos resíduos sólidos urbanos. Sendo materiais não biodegradáveis na natureza, quantidades razoáveis destes elementos no composto prejudicam o seu uso na agricultura. Do ponto de vista ambiental, é importante conhecer as formas químicas nas quais se encontram estes elementos presentes em compostos, bem como a distribuição de acordo com a granulometria. Petruzzeli, 1992 apud Sharma et al. (1997) apresentou um estudo da distribuição de metais pesados no composto, de acordo com a granulometria (Tabela 3.14). O autor observou que as maiores concentrações de metais pesados estão presentes nas partículas finas, menores que 1 mm, e que as trocas no solo estão condicionadas ao pH, potencial redox, substâncias orgânicas, capacidade de troca catiônica, capacidade de absorção de água do solo, etc. Observa-se que quanto maior o grau de maturação do composto, menor é a sua granulometria, portanto terá maior concentração de

metais pesados. Neste caso, os metais pesados poderão estar menos disponíveis para as plantas devido o seu alto grau de estabilização.

Tabela 3.14- Distribuição de metais pesados em diferentes partes do composto (mg kg<sup>-1</sup>)

Metal	Fração física		
	F2	F1	F0
	Fração > 2mm	Fração > 1mm	Fração < 1mm
Pb	344	432	615
Cu	138	154	187
Zn	238	302	360
Cd	3,4	3,5	4,6
Ni	22,7	29,9	36,0
Cr	58,3	67,6	86,2

(Fonte: Petruzzeli, 1992 apud Sharma et al., 1997)

Os resíduos sólidos urbanos são misturas heterogêneas de materiais orgânicos e inorgânicos, portanto, o composto produzido através destes pode conter metais pesados em concentrações potencialmente prejudiciais. Nas chamadas “usinas de reciclagem e compostagem”, estes resíduos misturados, ou seja, sem coleta seletiva, são destinados a estas “usinas”. Cravo et al. (1998) recomendam que antes da compostagem sejam retirados os materiais não orgânicos, para propiciar a geração de um composto mais homogêneo. Uma das principais preocupações quanto ao uso de compostos de resíduos sólidos domiciliares é a elevada concentração de metais pesados, os quais podem levar à contaminação de solo e plantas (Petruzzelli et al, 1989; Leita e DeNobili, 1991; Xin et al, 1992 apud Cravo et al., 1998). Sharma et al. (1997) afirmaram que a compostagem de resíduos sólidos urbanos, sem coleta seletiva, oferece poucas vantagens e que a separação na origem de resíduos domiciliares e industriais é a alternativa mais adequada para garantir a qualidade do produto final da compostagem.

Estudos recentes têm mostrado que aplicações repetidas de doses crescentes de composto de resíduos sólidos domiciliares nem sempre resultam em proporcional aumento da concentração de metais pesados no tecido das plantas, pois existem vários fatores que afetam a disponibilidade desses elementos no solo (Parchen, 1988; Moraes, 1990; Fortes Neto, 1992; Melo et al., 1997 apud Reis, Selbach e Bidone, 2003). Portanto, é importante avaliar as formas químicas relacionadas aos metais pesados. A relação entre a absorção de metais pelas

plantas e a concentração destes na mistura solo-composto, isto é, a biodisponibilidade de metais, requer muitos estudos para avaliar a segurança de um determinado composto. Os experimentos de Pichtel e Anderson (1997) demonstraram que o teor total de metais pesados encontrado no solo com composto não tem boa correlação com a concentração encontrada nos tecidos das plantas estudadas. Este estudo mostrou que é viável a aplicação de composto com metais pesados, uma vez que os metais tornam-se insolúveis ou parcialmente solúveis em pH neutro, ressaltando-se que foi realizada apenas uma aplicação de composto no local da pesquisa. Embora os riscos de contaminação por metais pesados sejam reduzidos, é necessário um monitoramento permanente nas áreas de aplicação. Quando são detectados níveis de riscos de metais pesados nas plantas, solo e águas, deve-se suspender as aplicações e evitar o cultivo de vegetais para consumo humano (Cassol, 1987 apud Reis, Selbach e Bidone, 2003).

Miikki et al. (1997) realizaram estudos onde demonstraram que o composto de resíduos domiciliares, comparado a compostos de lodos industriais e domésticos, apresentou teores elevados de ácidos húmicos complexados com metais, como  $\text{Cu}^{+2}$  e  $\text{Fe}^{+3}$ . Segundo os autores, é importante caracterizar as substâncias húmicas produzidas na compostagem, pois os contaminantes poderão estar menos disponíveis para as plantas dependendo do grau de humificação da matéria orgânica.

Outro impacto a ser considerado na aplicação de composto de resíduos sólidos domiciliares está relacionado à eficiência na eliminação de microrganismos patogênicos (Tabela 3.15), pois trata-se de um processo de decomposição associado ao tratamento de dejetos humanos ou animais (Goldstein, 1975 apud apud Reis, Selbach e Bidone, 2003). Os principais fatores que, conjunta ou isoladamente, contribuem para a eliminação de patogênicos nos processos de compostagem, são a manutenção de temperatura entre 65°C e 70°C, a competição entre espécies e a extinção do substrato e de nutrientes. Entretanto, entre esses fatores o único facilmente manipulável é a temperatura, portanto esta constitui-se, então, no principal mecanismo utilizado para a eliminação dos patogênicos. Escosteguy et al. (1993) observaram que, à exceção dos coliformes totais, não foram constatados organismos patogênicos no composto de lixo domiciliar urbano, produzido em pilhas revolvidas e não revolvidas. Cabe salientar que os organismos coliformes fecais observados no composto foram reduzidos, aproximadamente, em duzentas vezes após a aplicação desse material ao solo (Tabela 3.16)

Tabela 3.15- Microrganismos patogênicos no “lixo” e no composto

Microrganismo	Lixo	Composto
<i>Salmonella</i> (UFC g <sup>-1</sup> )	4,3 x 10 <sup>3</sup>	ND
<i>Streptococcus</i> (UFC g <sup>-1</sup> )	7,6 x 10 <sup>8</sup>	ND
Coliformes totais (NMP 100g <sup>-1</sup> )	2,2 x 10 <sup>5</sup>	5,7 x 10 <sup>3</sup>
Coliformes fecais (NMP 100g <sup>-1</sup> )	3,5 x 10 <sup>3</sup>	< 360

(Fonte: Escosteguy et al., 1993)

Tabela 3.16- Coliformes totais e fecais no solo após 45 dias da aplicação de composto

Dose de composto	Coliforme total	Coliforme fecal
----- t ha <sup>-1</sup> -----	-----	NMP 100 g <sup>-1</sup> solo -----
0	940 a	940 a
40	1400 a	830 a
80	1100 a	230 a
120	1900 a	230 a

(Fonte: Escosteguy et al., 1993)

A conjugação da temperatura e tempo de exposição são os fatores importantes para a eliminação dos organismos patogênicos na compostagem. Para eliminação pelo calor é necessário que toda a massa em compostagem seja exposta a uma temperatura letal para os microrganismos, quer continuamente, quer por períodos alternados quando dos revolvimentos da leira. Uma das finalidades do revolvimento é auxiliar na descontaminação biológica das leiras. Sabe-se que altas temperaturas por curto espaço de tempo ou baixas tem temperaturas por longo período, são igualmente eficientes na eliminação dos patogênicos do lixo domiciliar. Temperaturas entre 55°C e 60°C por um dia ou dois dias são letais para todos os vírus patogênicos, bactérias, protozoários (inclusive cistos) e ovos de helmintos (Kiehl, 1998).

Segundo USEPA apud Andreoli (2001), os valores de temperatura e tempo necessários para a destruição dos organismos patogênicos encontrados principalmente em lodos de esgoto são apresentados na tabela 3.17

Nespolo (2004) cita que estudos do efeito da compostagem sobre organismos patogênicos demonstraram taxas de redução de 75 a 95% para ovos de helmintos, e de 67 a 100% para cistos de protozoários e outros estudos houveram remoções de 100% de ovos de helmintos e de cistos de protozoários.

Tabela 3.17 - Temperatura e tempo de manutenção para a destruição de alguns organismos

Organismo	Tempo (minuto)	Temperatura (°C)
<i>Salmonella typhosa</i>	Instantâneo	55 a 60
	30	46
<i>Salmonella ssp.</i>	15 a 30	60
	60	55
<i>Shigela</i>	60	55
<i>Escherichia coli</i>	5	70
	15 a 20	60
	60	55
<i>Estomocha histolytica</i> (cistos)	Instantâneo	68
<i>Taenia saginata</i>	5	71
<i>Trichinella spiralis</i> (larvas)	Instantâneo	62 a 72
	60	50
<i>Necator americanus</i>	50	45
<i>Brucella abortus</i>	50	45
<i>Estyryptococos</i> fecais	60	70
Coliformes fecais	60	70

(Fonte: USEPA (1995) apud Andreoli, 20010)

A estabilização e a higienização são as características de produtos finais gerados em processos de degradação de resíduos sólidos orgânicos. No entanto, a higienização, quanto a agentes biológicos considerados patogênicos, ocorre devido a fatores como, por exemplo a dinâmica da competição entre espécies, o aumento de temperatura (e sua manutenção por períodos relativamente prolongados) e o esgotamento dos estoques de materiais biodegradáveis na massa de resíduos a processar (Bley, 1998).

### 3.1.8.3 Análise do composto

Conhecer a disponibilidade de nutrientes e as características dos resíduos orgânicos é essencial para a tomada de decisões quanto aos métodos disponíveis para convertê-los em substratos para o crescimento das plantas. Outro fator relevante é analisar o produto resultante da compostagem, no que se refere à qualidade do mesmo para seu uso e comercialização. Para isto, é importante conhecer profundamente os métodos analíticos referentes ao conteúdo químico, biológico, microbiológico e físico dos substratos orgânicos. Quimicamente, o

material da compostagem é examinado quanto aos teores de nitrogênio, potássio, fósforo, relação C:N, micronutrientes, etc. Parâmetros biológicos são importantes, os quais permitem acompanhar a evolução do processo. Os resultados obtidos destas análises são importantes para determinar a estabilidade e maturidade do produto final, o composto orgânico. Similarmente, os parâmetros microbiológicos são também analisados. Para avaliar a viabilidade agrônômica do composto são necessárias também análises físicas do composto, tais como capacidade de retenção de água e de prevenção de erosão, entre outros.

#### 3.1.8.3.1 Métodos rápidos para acompanhamento da maturação do composto

Segundo Kiehl (1998), vários testes rápidos podem ser utilizados para o acompanhamento do processo de compostagem. O autor cita os seguintes parâmetros para controle do processo:

- medição da temperatura: com o desenvolvimento adequado do processo de compostagem, ocorrem as quatro etapas da compostagem, sendo que a medição da temperatura das leiras indicará a etapa em que se encontra o processo.
- medição do pH: empregando soluções indicadoras ou aparelhos portáteis pode-se medir o pH e avaliar o grau de maturação do composto. O pH aumenta com o aumento do grau de estabilização da matéria orgânica;
- presença de suspensão coloidal: a formação de húmus implica na produção de pequenas partículas (colóide), sendo que a adição de amoníaco a uma porção de composto produzirá uma suspensão com diferentes características de acordo com o grau de estabilização. De acordo com o grau de estabilização, quanto mais humificado, mais escura estará a solução;
- determinação da granulometria: as dimensões iniciais das partículas são reduzidas pelo processo de decomposição, que são também sofrem influencia do revolvimento das leiras;
- determinação da densidade: a densidade de um fertilizante orgânico é definida como a relação existente entre a massa e o volume ocupado pelos componentes sólidos e pelos poros. A densidade de uma amostra úmida varia com o conteúdo da água. A densidade da matéria orgânica seca varia entre 0,4 e 0,6 e a da água é de 1,0 g/cm<sup>3</sup>. Para efeito de comparação de densidades entre diversas amostras, o correto é trabalhar com material seco à 60°C-65°C, ou

então transformar por cálculo o valor úmido em base seca. Ao final do processo geralmente a densidade é menor, devido à perda de umidade e de massa pela degradação da matéria orgânica;

- medição da umidade: durante o processo de estabilização ocorre a geração de água. No entanto, a massa perde umidade devido à produção de calor, fazendo com que o composto fique mais seco, com teores de umidade 30% e 40%.

- outras medidas como: volume de poros totais (VPT), espaço livre de aeração (ELA) e capacidade de retenção de água (CRA) podem ser utilizados no controle do processo de compostagem (Kiehl, 1998).

#### 3.1.8.3.2 Métodos de laboratório para análises do composto

Para o acompanhamento do processo de compostagem e da qualidade do composto orgânico são necessárias algumas determinações em laboratório. A análise do composto é necessária para a avaliação de seu uso e forma de aplicação. Para Kiehl (1995) os resultados analíticos tem várias finalidades, ou seja: servem para saber se os parâmetros do fertilizante estão dentro dos limites exigidos pela lei; controlar a garantia do produto, calcular o valor nutricional e como indicativo para complementação nutricional do composto. A Portaria nº 1, de 4 de março de 1983, do Ministério da Agricultura dá especificações, garantias e tolerâncias para os fertilizantes orgânicos, sendo determinados limites para matéria orgânica, nitrogênio total, umidade, relação C:N, pH, P, K e soma NPK.

Além dos objetivos supracitados para a análise da qualidade do produto, considera-se importante, para o caso de composto proveniente de resíduos sólidos urbanos (domiciliares e lodos), a análise dos metais pesados.

Rotineiramente, a determinação da granulometria é feita com a amostra seca ao ar; a do pH, preferencialmente com material na umidade natural; as determinações dos demais parâmetros são efetuadas nas amostras secas a 60-65°C.

Recomenda-se sempre três determinações e usar a média dos dados como resultado final, expressando-o em número inteiro ou com apenas uma casa decimal, segundo a acuidade empregada nas medições (Kiehl, 1998).

A seguir estão listada as análises laboratoriais para o controle da maturação e qualidade do composto.

- pH: esta determinação é realizada com amostra natural recentemente coletada, podendo ser medida em água. O método oficial do Ministério da Agricultura recomenda a utilização da solução de cloreto de cálcio a 0,01 molar.

- Umidade natural a 60°C-65°C (oficial): utilizada para a expressão dos resultados analíticos e para o cálculo do valor fertilizante. No entanto, para comparar fertilizantes orgânicos é necessário converter os dados para base seca à temperatura de 110 °C. Caso os resultados estejam apenas em base úmida, converte-se os valores multiplicando-se estes pelo fator de conversão calculado pela equação (5):

$$f = 100/(100 - U) \quad (5)$$

onde:

f = fator de conversão;

U = umidade natural.

- Inertes: após a secagem da amostra a 60°C-65°C ocorre a remoção de materiais inertes como pedras, plásticos, borrachas e metais, que fazem parte da massa bruta, devendo ser incluídos no cálculo do valor nutritivo do composto;

- Matéria orgânica total e carbono total: a perda de matéria orgânica por combustão a 550°C tem sido referida como sólidos voláteis, este valor sendo considerado como estimativa da sua fração orgânica. Na realidade, essa determinação pode englobar materiais não biodegradáveis (plásticos, borrachas) que não são degradados no processo de compostagem. Dividindo-se a porcentagem de matéria orgânica pelo fator 1,8, previsto na legislação, obtém-se a porcentagem de carbono total da amostra (Kiehl, 1998);

- Demanda Química de Oxigênio: é um parâmetro para acompanhamento da biodegradação e que segundo Lossin (1971) appud Kiehl (1998), pode ser calculado pela equação 6:

$$DQO_{\text{mg/L}} = C_{\text{orgânico}} \% \times 26,66. (6)$$

Considera-se que o composto cru tem uma demanda química de oxigênio igual ou maior que 900 mg/g, um composto bioestabilizado 700 mg/g, e o curado 300 mg/g.

- Resíduo mineral total: é obtido pela pesagem do material que sobrou após a ignição, composto de materiais solúveis e insolúveis. Um composto deve ter o mínimo de resíduo mineral insolúvel;
- Nitrogênio total: a maior parte no nitrogênio encontrado em resíduos orgânicos está na forma orgânica, que durante o processo de compostagem transforma-se em amônia e depois para nitrato. O tipo de nitrogênio presente pode determinar a etapa do processo;
- Capacidade de troca de cátions (CTC): aumenta com o grau de maturação do composto. Um bom composto deve apresentar uma CTC entre 60 me/100g a 80 me/100g.
- Testes biológicos: o grau de maturação pode ser determinado por meio de plantas indicadoras ou plantas testes, como o agrião, tomate, cevada, entre outros.
- Relação C:N: tem sido comumente utilizada para avaliar o grau de maturação de um composto orgânico.

### 3.1.9 Utilização do composto

#### 3.1.9.1 Valor agrícola e comercial

A utilização do composto de lixo tem contribuído para o incremento de colheitas, através do fornecimento de macro e micronutrientes, sendo que este aumento é condicionado às doses crescentes do composto adicionado ao solo (Tabela 3.18). A obtenção da quantidade ótima de utilização varia em função das condições do solo, do clima e da cultura em questão, além das características do próprio composto. Além desta evidente importância do aporte de nutrientes para as plantas, reporta-se a possível contribuição de substâncias estimuladoras de crescimento vegetal, como hormônios e vitaminas, formadas a partir da decomposição dos resíduos orgânicos adicionados ao solo (Moraes, 1990 apud Reis, Selbach e Bidone, 2003).

Deve-se também levar em conta o aporte de matéria orgânica para o solo com os conseqüentes benefícios nas características químicas, físicas e biológicas. No exemplo apresentado na tabela 3.18, o fertilizante mineral pode ser substituído por 80 t/ha de composto orgânico para produção de aveia e milho. Desta forma, o valor comercial do composto vai depender da concentração de nutrientes a serem disponibilizados para diferentes culturas. Por outro lado, na relação custo-benefício do uso do composto, o item transporte e aplicação devem assumir um valor considerável, uma vez que as quantidades envolvidas são grandes.

Tabela 3.18 - Produção de matéria seca de aveia, em dois cortes, e rendimento de grãos e matéria seca de milho em função de diferentes doses de composto resíduos sólido urbano.

Tratamentos	Culturas			
	Aveia	Aveia	Milho	Milho
	(1º corte)	(2º corte)	(Parte aérea)	(grãos)
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----		----- t ha <sup>-1</sup> -----	
Testemunha	750	2480	5,4	3,0
20 t ha <sup>-1</sup> composto	910	2420	5,3	3,8
40 t ha <sup>-1</sup> composto	640	2640	5,5	5,7
80 t ha <sup>-1</sup> composto	1290	3150	9,1	7,1
160 t ha <sup>-1</sup> composto	1420	3250	10,2	7,2
Fertilizante Mineral	1440	3900	9,5	7,1

(Fonte: Moraes (1990) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

### 3.1.9.2 Aplicação no solo

O composto de resíduos sólidos domiciliares obtido pelo processo aeróbio, em leiras de compostagem com a parcela orgânica, tem sido testado como condicionador de solo e fonte de nutrientes para diversas culturas. Os resultados são promissores, com indicativos seguros da possibilidade de uso de altas doses (>120 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), desde que monitorados os teores de sódio (agente dispersante de solo). Este controle é importante, pois a limitação dos teores de sódio vai determinar o aumento do pH, de macro e micronutrientes, da CTC e do C orgânico bem como diminuição da densidade e aumento da capacidade de retenção de água (Moraes, 1990; Krob, 1992; Castilhos, 1998 apud Reis, Selbach e Bidone, 2003).

A literatura não apresenta estudos específicos quanto à forma de aplicação. De uma forma geral, o composto com uma umidade adequada (mais seco) pode ser aplicado via lançamento simples na superfície do solo por uma espalhadeira de calcário, tracionada por

trator, por caminhão aplicador de calcário, ou manualmente, se a área for pequena. Posteriormente, dependendo do manejo de solo que o produtor estiver adotando, o composto poderá ser incorporado por arado ou grade (cultivo convencional) ou deixado na superfície (plantio direto). Neste último caso, recomenda-se avaliar possíveis perdas por escoamento superficial, em função da topografia do terreno, da cobertura vegetal e do regime de precipitações para evitar a contaminação de águas superficiais (Reis, Selbach e Bidone, 2003).

### 3.1.9.3 Doses de composto aplicadas em solos

Vários trabalhos foram desenvolvidos com objetivo de avaliar o efeito de doses crescentes de composto de lixo aplicados ao solo. De uma forma geral, conforme mencionado anteriormente, os benefícios advindos da utilização do composto em solos são muito maiores que os problemas que esta prática pode acarretar. Os problemas parecem restringir-se aos teores de metais pesados e à concentração salina (dispersante de solo), quando as doses utilizadas forem relativamente altas. No entanto, estes problemas podem ser minimizados, através de um monitoramento adequado (Reis, Selbach e Bidone, 2003).

Reis, Selbach e Bidone (2003) comentaram os efeitos de doses de composto nas características químicas do solo, como correção da acidez, aumento da CTC, de carbono orgânico e de metais pesados (Tabelas 3.19 e 3.20) mas que permanecem abaixo dos níveis potencialmente tóxicos para estes solos bem como para plantas cultivadas, conforme pode ser observado na tabela 3.21. Da mesma forma, os benefícios sobre aspectos físicos do solo podem ser observados nas tabelas 3.22 e 3.23, ressaltando-se a diminuição da densidade (maior oxigenação) e aumento da capacidade de retenção e armazenamento de água (maior disponibilidade para as plantas e microrganismos). Os autores observaram o efeito benéfico sobre a população microbiana do solo representada pelos fungos, bactérias e actinomicetos, provavelmente em função do aporte de nutrientes, de carbono e de possíveis fatores de crescimento presentes no composto, além das melhores condições físicas do solo, mencionadas anteriormente (Tabela 3.24). Portanto, observa-se através destes resultados os propalados benefícios do aumento de matéria orgânica do solo, pela incorporação de composto, e suas conseqüências nas características químicas, físicas e biológicas do solo.

Tabela 3.19- Efeitos de doses de composto de resíduos sólidos domiciliares nas características químicas do solo

Características do solo	Doses de composto (t ha <sup>-1</sup> )			
	0	10	30	90
C org. (g kg <sup>-1</sup> )	8	9	11	12
CTC (cmol kg <sup>-1</sup> )	17	18	19	20
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	33	36	43	58
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	52	56	68	86
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	61	62	63	65
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	69	73	83	89

(Fonte: Giusquiani et al. (1995) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

Tabela 3.20- Efeitos de doses de composto de resíduos sólidos domiciliares em características químicas do solo

Doses Composto (t ha <sup>-1</sup> )	pH (em H <sub>2</sub> O)	Al (cmol kg <sup>-1</sup> )	CTC (cmol kg <sup>-1</sup> )	C org. (g kg <sup>-1</sup> )
0	4,7	0,50	3,6	13
40	5,1	0,24	4,3	13
80	5,3	0,09	4,6	14
160	5,8	0,03	6,3	15
320	6,7	0	8,1	19

(Fonte: Moraes (1990) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

Tabela 3.21- Quantidades totais de Ni e Pb em solo e grãos de milho tratados com composto de resíduos sólidos domiciliares

Tratamento	Solo		Milho	
	Ni	Pb	Ni	Pb
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----			
Testemunha	3,6	8,3	nd	0,10
80 t ha <sup>-1</sup>	3,8	10,1	0,07	0,07
320 t ha <sup>-1</sup>	5,2	18,8	0,20	0,07

(Fonte: Moraes (1990) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

Tabela 3.22 - Características físicas do solo afetadas pela aplicação de doses de composto de resíduos sólidos domiciliares

Doses composto (t ha <sup>-1</sup> )	Densidade (g cm <sup>-3</sup> )	Capacidade de campo (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	Água disponível (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )
0	1,55	0,47	0,25
10	1,46	0,49	0,27
90	1,38	0,58	0,35

(Fonte: Giusquiani et al. (1995) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

Tabela 3.23 - Principais características físicas e químicas do solo afetadas pela aplicação de composto de resíduos sólidos domiciliares

Característica do solo	Composto (t ha <sup>-1</sup> )	Alteração dos valores (%)
Matéria orgânica	7 – 60	6 – 163 ↑
Capacidade de campo	3 – 60	5 – 43 ↑
Densidade	8 – 60	4 – 71 ↓
pH	8 – 60	0,8 – 1,4 ↑
CTC	23 – 92	31 – 94 ↑
Macronutrientes	8 – 60	2 – 136 ↑
Metais pesados	7 - 180	0 – 500 ↑

↓ = decréscimo    ↑ = aumento

(Fonte: BioCycle (1994) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

Tabela 3.24 - Efeito de doses de composto de resíduos sólidos urbanos e fertilizante mineral em microrganismos do solo

Tratamento	Fungo (UFCx10 <sup>4</sup> g <sup>-1</sup> )	Actinomiceto (UFCx10 <sup>6</sup> g <sup>-1</sup> )	Bactéria (UFCx10 <sup>7</sup> g <sup>-1</sup> )
Testemunha	6,3	2,7	1,1
40 t ha <sup>-1</sup>	6,6	3,1	1,0
80 t ha <sup>-1</sup>	6,3	3,2	1,7
160 t ha <sup>-1</sup>	8,7	3,5	2,2
320 t ha <sup>-1</sup>	10,0	3,6	2,8
Fert. mineral	10,2	3,7	1,4

(Fonte: Moraes (1990) apud Reis, Selbach e Bidone, 2003)

### 3.1.10 Compostagem: tendência mundial e nacional

Para Zorpas et al. (2000), há uma grande tendência no mundo de adotar a compostagem como tratamento de resíduos orgânicos com vantagens estratégicas como forma de disposição. Primeiramente, pelo fato deste processo reduzir o volume de resíduos orgânicos de 40 a 50%, eliminar os patogênicos presentes em alguns resíduos, resultando na produção de um composto com características de fertilizante que contém nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, além de suas propriedades físicas que promovem a aeração e capacidade de retenção de água no solo.

A compostagem em escala industrial de resíduos sólidos municipais na Europa começou em 1970, crescendo até 1980. Devido ao problema de contaminantes no composto, além de outros fatores operacionais, muitas das unidades implantadas foram fechadas. No lugar destas foram instaladas novas unidades de compostagem envolvendo a separação eficaz dos resíduos biodegradáveis. Na Itália, em 1997, embora com extensos programas de segregação na origem, haviam unidades de compostagem com sistemas mecanizados eficazes de separação de orgânicos para garantir a qualidade do composto, chegando a 9,4% do total de resíduos municipais (Slater e Frederickson, 2001). As causas prováveis destas mudanças estão na legislação e padrões ambientais. A política europeia apresenta uma tendência a separação de resíduos orgânicos na origem. Slater e Frederickson (2001) avaliaram que a potencialidade de reaproveitamento de resíduos orgânicos na Europa chegaria a 60 milhões de toneladas ao ano, a França com 24%, Alemanha, Itália e Reino Unido com 15% cada, Espanha 11%, Áustria 4%, Bélgica, Grécia e Holanda 3% cada, Suíça e Portugal 2% cada e Dinamarca, Finlândia e Irlanda contribuindo com 1% cada. Slater e Frederickson (2001) citaram que aproximadamente 15% da fração orgânica é reaproveitada na forma de compostagem na Europa. Até 2001, dois modelos de compostagem ainda foram utilizados na Europa, no entanto não estava claro os sistemas mecanizados de triagem dos resíduos domiciliares continuariam por muito tempo, provavelmente se ampliariam os sistemas que tratam resíduos segregados na origem.

Os antigos processos de compostagem que tratavam todos os resíduos domiciliares tiveram problemas de baixa qualidade dos recicláveis produzidos, incluindo o composto orgânico. Uma das etapas do processo que contribuía para a contaminação da matéria orgânica era a trituração dos resíduos, que fazia com que o produto final, o composto, contivesse fragmentos de vidros, plásticos e, principalmente, metais pesados praticamente

impossíveis de serem eliminados. Devido a estes problemas, na década de 80 começaram a fechar muitas unidades de compostagem na Europa. A partir de 1985, começaram a emergir novas tendências de compostagem, onde a preocupação era maior em relação a produção limpa de composto, principalmente na parte sul da Europa, onde há a necessidade de matéria orgânica no solo (Slater e Frederickson, 2001). A legislação e padrões ambientais foram os principais responsáveis da introdução das novas tendências na Europa.

A compostagem de resíduos previamente segregados tem sido a grande tendência na Europa. Sistemas tipo “windrow” são utilizados principalmente na compostagem de resíduos verdes provenientes de podas urbanas. Técnicas de compostagem mais avançadas para tratar resíduos específicos, como resíduos de cozinha são os sistemas computadorizados fechados de aeração forçada que provem melhores condições ambientais e de prevenção de odores (Slater e Frederickson, 2001).

A Alemanha, em 1995, tratava dois milhões de toneladas de resíduos previamente segregados em modernas instalações de compostagem. Destas instalações, 30% tratavam resíduos de jardins e 70% tratavam os resíduos da cozinha misturados com resíduos de jardins (Slater e Frederickson, 2001).

Na Itália, em 1995, haviam 29 unidades de compostagem. Estas plantas foram utilizadas para produzir composto orgânico de resíduos sólidos urbanos, lodos de esgoto e outros resíduos orgânicos. A capacidade de produção destas unidades eram de 5158 t/dia. No entanto, reporta-se que a produção na época foi de 1100 t/dia. A produção depende do tipo de resíduo utilizado, sendo previsto que tratando-se resíduo domiciliar, a produção fica na ordem de 15 a 20%. A eficiência aumenta para 30 - 35 % quando são utilizados resíduos vegetais como material bruto no processo (Sharma et al, 1997).

## **3.2 TRATAMENTO DO LIXIVIADO DA COMPOSTAGEM**

### **3.2.1 Caracterização de lixiviados de pátios de compostagem**

O lixiviado gerado em sistemas de compostagem operados em áreas desprovidas de cobertura e até mesmo em áreas com cobertura é formado pelos mesmos fatores que influenciam a formação de lixiviados em aterros sanitários.

O lixiviado gerado em aterros sanitários, é formado quando o conteúdo de umidade excede a capacidade de retenção de água, a qual é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir líquido percolado. Segundo El - Fadel et al. (2002) a percolação ocorre quando a magnitude das forças gravitacionais excedem as forças de retenção de água. De certa forma, situação semelhante ocorre na compostagem, devido a massa em decomposição estar sob influência das mesmas forças citadas anteriormente. O processo de percolação ou lixiviação é influenciado por muitos fatores, relacionado diretamente com precipitação pluviométrica, irrigação, recirculação, conteúdo inicial de umidade, codisposição de resíduos de diferentes teores de umidade e decomposição destes, como fatores de influência indireta cita-se o tamanho das partículas, grau de compactação (principalmente em aterros), densidade, etc. Além disso, a qualidade do lixiviado tem grande variação devido a composição dos resíduos, condições operacionais e climáticas.

A caracterização de lixiviados é um fator crítico para avaliação do sistema de tratamento.

Segundo El- Fadel et al. (2002), a formação do lixiviado é realizada pela percolação, não uniforme e intermitente de água através dos resíduos, resultando na remoção de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis e sua dissolução e suspensão no líquido. A produção de lixiviado é um indicativo do desenvolvimento do processo bioquímico na massa de resíduos, pois o subproduto deste processo contribui para a concentração de elementos no lixiviado. A composição do lixiviado de aterros pode apresentar variações temporais dependente de vários fatores. Os principais fatores que afetam a formação e composição do lixiviado são apresentados nas tabelas 3.25 e 3.26, respectivamente.

Tabela 3.25 - Fatores que influenciam a formação de lixiviados em aterros sanitários

Tipo	Fatores
Clima e hidrogeologia	Precipitação, degelo e introdução de águas adjacentes
Condições locais e operacionais	Pré-tratamento dos resíduos, compactação, vegetação
Características dos resíduos	Permeabilidade, idade, tamanho de partícula, densidade, teor inicial de umidade
Processos internos	Sedimentação do resíduo, decomposição do material orgânico, geração e transporte de gás e calor

(Fonte: El- Fadel et al., 2002)

Tabela 3.26 - Fatores que influenciam a composição de lixiviados em aterros sanitários

Tipo	Fatores
Condições locais e operacionais	Pré-tratamento dos resíduos, irrigação, recirculação, codisposição com resíduos líquidos
Características dos resíduos	Idade, composição
Processos internos	Hidrólise, adsorção, biodegradação, dissolução, diluição, troca iônica, redox, tempo de contato, precipitação pluviométrica, geração e transporte de gás e calor

(Fonte: El- Fadel et al., 2002)

Reações químicas e biológicas ocorrem com a infiltração da água através de resíduos. O produto da combinação destas reações complexas é transportado pela água de percolação. Além destas reações ocorrem processos físicos de adsorção e dissolução durante a passagem da água através dos resíduos. A formação de lixiviado é induzida pela precipitação pluviométrica; no entanto é resultante também de processos bioquímicos que convertem materiais sólidos em líquidos. O lixiviado gerado desta forma é caracterizado por altas concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos.

A biodegradabilidade da matéria orgânica no lixiviado é geralmente inversamente proporcional ao peso molecular de vários componentes da mesma; baixos pesos moleculares indicam alto grau de biodegradabilidade (McBean e Rovers, 1999).

A idade do aterro e o correspondente estágio de fermentação são usualmente os fatores mais influentes na qualidade do lixiviado. Muitos compostos químicos são detectados nos lixiviados de aterros sanitários. A composição média de lixiviados produzidos em aterros sanitários onde foram depositados apenas resíduos sólidos domiciliares é apresentada na tabela 3.27. Como mostram os resultados apresentados na referida tabela, os lixiviados de processos de compostagem podem conter elevada carga de DBO e fenóis, resultante da decomposição natural de materiais orgânicos que se fazem presentes nos resíduos domiciliares.

Segundo Kadlec (1999) as principais categorias de substâncias indesejáveis presentes em lixiviados de aterros sanitários são: compostos orgânicos voláteis, nutrientes, principalmente o nitrogênio, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.

Tabela 3.27 - Composição química de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos domiciliares

Parâmetro	Concentração média (mg/L)	Parâmetro	Concentração média (mg/L)
Alcalinidade (como CaCO <sub>3</sub> )	0 – 20.250	NH <sub>4</sub>	0 – 1.250
Al	0,5 – 85,0	NO <sub>3</sub>	0 – 9,8
Sb	0 – 3,19	NO <sub>2</sub>	0 – 1,46
Ar	0 – 70,2	Nitrogênio orgânico	0 – 1.000
Ba	0 – 12,5	NTK(Kjeldahl)	0 – 3.320
Be	0 – 0,36	Ni	0 – 7,5
DBO <sub>5</sub>	480 – 72.500	Fenol	0,17 – 6,6
B	0,413	P	0 – 234
Cd	0 – 1,16	PO <sub>4</sub>	0,01 – 154
Ca	5 – 4080	pH	1,5 – 9,5
Cl	11.375	K	0,16 – 3.370
Cr	0 – 22,5	Se	0 – 1,85
DQO	0 – 195.000	Ag	0 – 1,96
Condutividade (µmho/cm)	480 – 72.500	Na	0 – 8.000
Cu	0 – 9,9	Tl	0 – 0,32
CN	0 – 6	Sn	0 – 0,16
F	0,1 – 1,3	Sólidos dissolvidos totais	584 – 55.000
Dureza (como CaCO <sub>3</sub> )	0,1 – 225.000	Sólidos suspensos totais	140.900
Fe	0 – 42.000	Carbono orgânico total	335.000
Pb	0 – 14,2	Ácidos voláteis totais	0 – 19.000
Mg	0 – 115.600	Turbidez	40 – 500
Mn	0,05 – 1.400	SO <sub>4</sub>	0 – 1.850
Hg	0 – 3	Zn	0 – 1.000
Benzeno	0,1 – 0,6	Tolueno	0 – 3,2
Etilbenzeno	0 – 4,9		

(Fonte: El- Fadel et al., 2002)

A idade da leira também afeta a composição do lixiviado. Realizando-se a compostagem com relação C:N ideal, haverá pouca lixiviação de nitrogênio, já que os microrganismos utilizam este elemento para o seu crescimento. Os resultados de uma pesquisa, realizada por Rymshaw et al (1992) apud USEPA(1994), sobre lixiviados de compostagem de diferentes resíduos estruturantes e esterco são apresentados na tabela 3.28. O estudo demonstrou que há um pico de lixiviação de nitrogênio no início do processo que decresce ao longo do tempo de decomposição. Os experimentos foram conduzidos em laboratório, em coluna de 24 polegadas de altura e 10 de diâmetro. Durante 20 semanas foi adicionada água conforme volumes de precipitações locais.

Tabela 3.28- Variáveis físico-químicas em lixiviados da compostagem de esterco e materiais estruturantes

mg/L	Material estruturante		
	Madeira/papel	Palha	Serragem
	Inicial/Final	Inicial/Final	Inicial/Final
Nitrato	0,0/13,0	0,0/526,0	7,0/134
Amônia	239,4/11,2	293,1/17,5	800,8/8,71
Nitrogênio Orgânico	975,4/17,5	702,6/25,9	747,3/71
Nitrogênio Total	1196/28,7	995,7/45,4	1548,2/79,7
Carbono Orgânico Total	1780,8/1318,1	829,1/1201,6	1443,8/995,4
Percentual de água retida	92,00/85,99	6,67/70,00	781/71,25

(Fonte: USEPA, 1994)

A qualidade de lixiviados e da água de escoamento superficial de sistemas de compostagem pode ser afetada por conter materiais suspensos, dissolvidos e extraídos da massa em decomposição. Segundo USEPA (1994), lixiviado é o líquido que percola através da leira e escoamento superficial (“runoff”) são as águas superficiais que escoam sobre a superfície sem ter sido absorvidas. Estas águas podem causar contaminação no solo, água e ar.

A geração de lixiviado pode ser reduzida ou prevenida através da monitorização e correção dos níveis de umidade nas leiras de compostagem (USEPA, 1994). A cobertura de sistemas de compostagem também é uma alternativa para prevenir a produção de lixiviados devida as elevadas precipitações. Com resíduos de elevada umidade, no início do processo há produção de lixiviado, mesmo sem adição de água ou de incidência de chuvas. Com o decorrer da maturação do composto a geração de lixiviado é menor e o composto estando maturado terá maior capacidade de retenção de água (USEPA, 1994). No caso de incidência de chuvas sobre as leiras ainda ocorrerá lixiviação ao final do processo de compostagem e neste caso alguns nutrientes poderão estar incorporados ao composto humificado, podendo também haver menor lixiviação em termos de concentração

Rymshaw et al (1992) apud USEPA(1994) também analisaram os lixiviados de sistema “windrow” de compostagem com esterco e serragem (Tabela 3.29). Ambos os estudos mostraram que há um decréscimo de lixiviação de nitrogênio ao longo do período de estabilização da matéria orgânica.

Tabela 3.29 - Concentrações algumas variáveis físico-químicas em lixiviados de compostagem “windrow” com esterco e serragem

Semanas	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	N Orgânico	N Total	PO <sub>4</sub>	CO Total
mg/L						
1,0	10,00	28,35	109,90	138,25		8743,71
1,5	13,00	12,95	115,50	128,45		9384,00
2,0	10,50	21,00	105,00	126,00		6258,96
2,5	9,00	25,20	86,80	112,00		5372,81
3,0	15,00	8,40	134,4	142,80		14174,92
5,0	3,00	29,80	32,20	62,00		3715,66
8,0	3,00	39,91		39,91	75,90	
8,5	4,00	14,84	58,80	73,64	50,80	2459,63

(Fonte: Rymshaw et al. 1992 apud USEPA, 1994)

O manual da USEPA (USEPA, 1994) apresenta alguns parâmetros observados em lixiviados de sistemas de compostagem de resíduos verdes (praças, parques e jardins) em Nova York (Tabela 3.30).

Tabela 3.30 - Composição de lixiviado de compostagem de resíduos verdes em Nova York

	Média (mg/L)*	Desvio padrão (mg/L)
Cd	ND	
Cu	ND	
Ni	ND	
Cr	ND	
Zn	0,11	0,13
Al	0,33	0,38
Fe	0,57	0,78
Pb	0,01	0,02
K	2,7	0,99
N (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,44	0,35
N (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,96	1,00
P	0,02	0,02
Fenol	0,18	0,08
DQO	56,33	371,22
DBO	> 41	> 60
pH	7,75	0,36
Cor	ND	
Odor	ND	

\*Média de 16 amostras. (Fonte: USEPA, 1994)

A USEPA (1994) recomenda que o excesso de lixiviado seja recirculado nas leiras e o excesso encaminhado a um sistema de tratamento de esgotos domésticos e, se necessário um pré-tratamento, e atender os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação.

A irrigação das leiras deve ser feita somente enquanto estiver na etapa termofílica, para que não haja recontaminação biológica.

### 3.2.2 Banhados construídos: “terras úmidas”

#### 3.2.2.1 Generalidades

Banhados construídos ou “terras úmidas” construídas são sistemas artificiais de tratamento de efluentes líquidos instalados em canais ou lagoas rasas (normalmente com profundidade menor que 1 metro). Nestes banhados, geralmente, são plantadas macrófitas aquáticas que participam dos processos biológicos, físicos e químicos para tratar os efluentes (USEPA, 1999). Segundo Marques (1999) a utilização desta ecotecnologia é baseada nas observações e usos dos banhados naturais para o controle de sedimento, nutriente ou controle de cargas poluidoras superficiais ou subterrâneas. Esse autor menciona que as políticas conservacionistas levaram à inibição do uso de terras úmidas naturais para fins de controle de fluxos de águas de alguma forma poluídas. Terras úmidas, por definição, são terras onde a superfície da água está perto da superfície do solo, por longo período, suficiente para manter condições de solo saturado, ao longo do ano e com vegetação característica associada

Banhados construídos procuram mimetizar algumas das funções de banhados naturais, em particular a capacidade de degradar matéria orgânica e conter nutrientes. O uso efetivo de banhados para controlar as águas residuárias surgiu nos EUA. A associação água residuária e banhados (nos EUA) tem envolvido: a disposição de efluente tratado em banhado natural; o uso de banhados naturais para renovação adicional de água residuária; e o uso de efluentes ou águas residuárias parcialmente tratadas para melhorias, restauração ou criação de banhados e o uso de banhados artificiais como processos de tratamento de água residuária (Marques, 1999). No entanto, o autor cita que há restrições legais para o uso de banhados naturais como componentes funcionais de sistemas de tratamento de água residuária.

A tecnologia de banhados construídos como alternativa emergente de tratamento de efluentes é considerada eficiente, de fácil operação e baixo custo. Os usos mais comuns deste

tipo de sistema são em tratamento de esgotos domésticos e de efluentes de drenagem de minas de carvão. Outras aplicações também incluem efluentes industriais, municipais e agrícolas, tais como: indústria têxtil, refinarias, efluentes de suinocultura, “chorume” de aterro sanitário, entre outros (Watson et al., 1990). Esta forma de promover a qualidade da água tem sido amplamente estudada devido ao fato de ser utilizado um processo natural e ecológico em detrimento aos processos com elevados consumos de energia e produtos químicos (Berezowsky, 1995).

#### 3.2.2.2 Funções e valores do banhado

Banhados possuem funções e valores, que não tem necessariamente o mesmo significado. As funções significam os benefícios causados ao homem, como processo de purificação da água. O valor é uma interpretação subjetiva do banhado ou produto dele, tais como uso recreacional, plantação de arroz, entre outros. Os valores podem ser negativos como o custo para erradicar os mosquitos ou positivos pela capacidade de contenção de inundações. As principais funções deste tipo de sistema são: fornecer suporte a vida microbial, de animais vertebrados e invertebrados e plantas microscópicas e macroscópicas, ser escape para as alterações hidrológicas, físicas, químicas e biológicas da água (qualidade da água) e prevenção de erosão. Portanto, os banhados construídos por serem extremamente multifuncionais, quando construídos para determinada função particular irão também prover outras funções e/ou criar outros valores (Berezowsky, 1995).

#### 3.2.2.3 Hidrologia do banhado

Fatores hidrológicos como profundidade da água, podem alterar a composição da comunidade (plantas e animais). A adaptação a inundações por exemplo, dependerá do tipo de planta, entre outras variáveis. A maior diversidade de plantas e animais ocorrerá quando houver períodos curtos de inundação, pois nestes períodos ocorrerá a imobilização de nutrientes pela deficiência de oxigênio. Segundo Hammer (1991) apud Berezowsky (1995) as trocas de disponibilidade e concentração de oxigênio causadas pela inundação prolongada influenciam as taxas de decomposição.

#### 3.2.2.4 Solos do banhado

Os solos dos banhados são os principais meios para ocorrência das transformações químicas do sistema e servem como principal reservatório de nutrientes e minerais para as plantas e uma variedade de organismos. A principal diferença do solo de banhado está no fato de que todo espaço vazio é ocupado pela água e a transferência de oxigênio ocorre neste meio. Como consequência disto, apenas uma fina camada possui condições oxidativas. Os solos de banhados são considerados solos hidromórficos pois eles permanecem longos períodos saturados, desenvolvendo condições anaeróbias. Estes solos são classificados em dois tipos: solos minerais (12-20% de matéria orgânica) e solos orgânicos (mais de 20% de matéria orgânica). As camadas superiores dos banhados bem desenvolvidos constituem-se geralmente de solos orgânicos. Estes possuem uma alta percentagem de espaços vazios (poros) e conseqüentemente maior capacidade de retenção de água; além de maior capacidade de troca catiônica quando comparados aos solos minerais. A perda de oxigênio em solos de banhados causam potenciais redox negativos, no entanto devido as flutuações de níveis d'água o Eh pode variar de -300 a +300 mV. Os solos típicos de banhados tem pH 7 e Eh de -200 mV, que provocam a formação de formas reduzidas de substâncias, ou seja, nitrogênio, como  $N_2O$ ,  $N_2$  ou  $NH_4^+$ ; ferro, como  $Fe^{2+}$ ; manganês, como  $Mn^{2+}$ ; carbono como  $CH_4$  e enxofre como  $S^-$ . As taxas de decomposição da matéria orgânica sob condições anaeróbias são dez vezes menores que as aeróbias e, conseqüentemente, são menores as taxas de fixação de carbono e de produção de biomassa (Berezowsky, 1995).

#### 3.2.2.5 Vegetação do banhado

Muitos termos são utilizados para denominar a vegetação de banhados, ou seja, fitoplancton, plantas aquáticas vasculares e não vasculares, hidrófitas, macrofitas aquáticas, hidrófitas aquáticas, ou simplesmente plantas aquáticas (Berezowsky, 1995). O referido autor afirma que, comumente, todas as plantas de banhado crescem em ambientes que são periodicamente inundados. As plantas de banhados são divididas em formas flutuantes (livres) e enraizadas; esta última forma um grupo que subdivide-se em submergente, emergente e folhas flutuantes. Tipicamente, plantas de banhados resistem muitos dias em solos saturados ou inundados; no entanto, a maioria das plantas estão limitadas a uma altura máxima de água de dois metros. As plantas exclusivamente terrestres ou de planalto, se estabelecem somente em ambientes ricos em oxigênio. Na ausência deste, o suprimento de nutrientes disponível para as plantas são modificados e a concentração de certos elementos e compostos orgânicos podem alcançar níveis tóxicos, ao contrário das plantas aquáticas que possuem capacidade de adaptação para minimizar esta toxicidade (Mitsch e Gosselink, apud Leite, 1999). A tabela

3.31 apresenta a produtividade primária de plantas selecionadas sob determinadas condições climáticas (climas temperado e tropical). É comparada a produtividade agrícola com este sistema. A alta produtividade em banhados resulta em altas atividades microbiológicas e eficiências para decompor a matéria orgânica e outras substâncias.

Tabela 3.31 - Produtividade primária de plantas selecionadas e ecossistemas

Tipo de vegetação	Produtividade orgânica anual * (ton/ano)	Clima
Macrófita flutuante ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	106 - 162	Tropical
Macrófita emergente ( <i>Typhi sp. e Phragmite sp.</i> )	18 - 97	Temperado a tropical
Macrófita totalmente submergente	12 - 20	Tropical
	6 - 8	Temperado
Pântanos	64 - 87	Tropical
	32 - 59	Temperado
Fitoplâncton	1 - 4	Tropical
	7 - 18	Temperado
Agricultura	24 - 36	Tropical
	19 - 26	Temperado

\*Em peso seco (Fonte: Berezowsky, 1995)

#### 3.2.2.6 Características dos banhados construídos

Os banhados construídos com o uso dominante de macrófitas são classificados em quatro tipos principais, caracterizados pela forma de vida da macrófita dominante. Estes quatro tipos são: sistema de plantas flutuantes livres, sistema de formas enraizadas emergentes, sistema de plantas submergentes e sistema multiestágio consistindo de uma combinação do primeiro e do terceiro tipo com a adição de outras tecnologias como lagoas de oxidação e sistema de filtração em areia (Berezowsky, 1995). Quanto ao tipo de escoamento, os banhados construídos podem ser classificados em: sistema de escoamento superficial e sistemas de escoamento subsuperficial (Sauter e Leonard, 1997 apud Leite, 1999). O sistema de escoamento superficial possui a presença de uma lâmina de água acima do solo, enquanto que no sistema de escoamento subsuperficial a água esco horizontalmente ou verticalmente através da zona das raízes (Wood, 1995; Middlebrooks, 1995; Reede e Brow, 1992 apud Leite, 1999). Os sistemas construídos são projetados para desempenhar as mesmas funções dos sistemas naturais, podendo ser minuciosamente selecionados seus componentes, de modo a atingir maior eficiência na remoção de cargas poluidoras (Leite, 1999). Independentemente

do tipo de banhado utilizado, ocorrem os mesmos mecanismos de remoção apresentados na tabela 3.32.

Tabela 3.32 - Mecanismos de remoção em banhados comuns de macrófitas para tratamento de esgotos

Constituinte	Mecanismo de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação, filtração
DBO	Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia), sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento)
Nitrogênio	Amonificação seguida pela nitrificação, absorção pela planta e desnitrificação microbiana
Fósforo	Absorção/adsorção/precipitação, reações com Al, Fe, Ca e argilas minerais no solo, absorção pela planta
Patogênicos	Sedimentação, filtração, morte natural, radiação ultra violeta
Metais traço	Adsorção e complexação com a matéria orgânica, absorção pela planta e transformação microbial.

(Fonte: Berezowsky, 1995)

### 3.2.3 Utilização de banhados para tratamento de lixiviados de aterros sanitários

Kadlec (1999) afirmou que existiam muitos banhados na América do Norte e Europa que tratavam diversos efluentes, incluindo esgotos domésticos, água de drenagem de minas de carvão, águas de drenagem urbana e rural, lodos, lixiviados e muitos efluentes industriais. As principais categorias de sistemas de banhados construídos incluem densa vegetação, fluxo subsuperficial, sistemas de lagoas e canais com plantas flutuantes. A tecnologia de banhados para tratamento de efluentes originou-se na Europa em 1960, com leito de juncos para redução de orgânicos de efluentes industriais. Experiências na América do Norte iniciaram em 1975. Atualmente, existem bibliografias e grandes experiências científicas que avaliam os mecanismos de purificação da água através do uso de banhados. Segundo Kadlec (1999), o tempo de detenção típico de banhados de tratamento de efluentes varia de 1 a 10 dias.

Para Kadlec (1999), a utilização de banhados construídos para tratamento de lixiviados oferece um largo espectro de processos naturais para reduzir os contaminantes. Os compostos orgânicos voláteis sofrem “stripping” e decomposição através do consórcio das espécies do banhado. A amônia pode volatilizar ou sofrer nitrificação/desnitrificação. Este mesmo autor afirmou que o ciclo de carbono no banhado provem energia para redução de nitrato. Os

nutrientes são utilizados sazonalmente pela biota, os resíduos são incorporados aos sedimentos e solos do banhado. Os metais são absorvidos nos tecidos das plantas, nas trocas iônicas com sedimentos e precipitados com sulfetos e hidróxidos. Sedimentos anóxicos são locais de redução de sulfato, que produzem sulfetos para remoção de metais.

O estudo de Eckhardt et al.(1999) avaliou um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com banhado construído. Foi realizado o monitoramento no banhado, durante 410 dias, de julho de 1995 a agosto de 1996, onde foram aplicados 249 m<sup>3</sup> de lixiviados. O sistema consistia de um leito com fluxo subsuperficial e outro com fluxo superficial, com brita e solo como meio suporte, respectivamente. Ambos continham a espécie *Phragmites australis*, onde foi aplicado o lixiviado a uma taxa de 1,8 m<sup>3</sup>/d. Os resultados indicaram redução nas cargas de 14 constituintes que variaram de 49% a 100%. A eficiência foi maior que 90% na remoção da maioria dos metais, fósforo, fenol, compostos orgânicos voláteis, DBO e amônia. Alguns constituintes não atenderam os padrões de emissão, no entanto, os autores concluíram que uma expansão das áreas de banhados com maior aeração poderia melhorar a eficiência do sistema.

### 3.2.4 Eficiência do tratamento utilizando banhados construídos

O desempenho de um banhado pode ser caracterizado pela redução de concentração, pela redução de massa ou pela redução da carga. Kadlec (1999) apresenta as seguintes relações:

$$\% \text{ Redução de Concentração} = 100 (C_i - C_e) / C_i$$

$$\% \text{ Redução de Massa} = 100 (Q_i C_i - Q_e C_e) / Q_i C_i$$

$$\text{Carga Hidráulica Afluente (CHA)} = q_i = Q_i / A$$

$$\text{Carga Mássica Afluente} = (Q_i C_i) / A$$

$$\text{Carga removida} = (Q_i C_i - Q_e C_e) / A$$

Onde:

A = área superficial do banhado, m<sup>2</sup>

C<sub>e</sub> = concentração efluente, mg/L

C<sub>i</sub> = concentração afluente, mg/L

q<sub>i</sub> = carga hidráulica, m/dia

$Q_e$  = vazão efluente, m<sup>3</sup>/dia

$Q_i$  = vazão afluyente, m<sup>3</sup>/dia

A redução da concentração pode ser a melhor medida para materiais potencialmente tóxicos, enquanto que a redução em massa é mais importante para avaliação do ecossistema.

### 3.2.5 Carga hidráulica

A carga hidráulica possui papel importante na etapa preliminar de projeto para a maioria dos banhados construídos e a seleção desta pode ser baseada em vários fatores (Leite, 1999 apud Watson et al.,1990). Entre estes fatores citam-se: objetivos do sistema, tipo de sistema (superficial ou subsuperficial), configuração do sistema (série, paralela ou mista), uso do sistema (tratamento primário, secundário, terciário, etc.) e nível de desenvolvimento requerido.

Segundo Rivera et al.(1989) apud Bertholdo (1999), o sistema de tratamento por banhados construídos pode reduzir altos níveis de DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, nitrogênio, fósforo, metais e patógenos com uma melhor taxa de remoção quando a taxa de aplicação superficial for de 3-4 cm/d.

Para Watson et al. (1990) apud Leite (1999) a carga inicial para os sistemas com escoamento subsuperficial é de 4,7 cm/d e para os sistemas com escoamento superficial é de 1,9 cm/d, tratando efluente primário pelo menos a níveis secundários.

Uma pesquisa bibliográfica realizada por Marques (Bertholdo, 1999) obteve o valor médio de projeto como sendo 6,6 cm/d. O manual da USEPA (1988) recomenda que o estabelecimento da carga hidráulica deve considerar as condições específicas de cada local, tais como: clima, condições do solo (permeabilidade, especialmente) e tipo de vegetação. Em regiões de clima árido, devido a alta evapotranspiração, poderá ser necessário reintroduzir a água perdida para adequar o sistema de tratamento (USEPA, 1988).

## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 LOCAIS DOS EXPERIMENTOS**

Os estudos foram desenvolvidos no IPH (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) da UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) e no pátio de compostagem da Unidade de Triagem e Compostagem (UTC) do DMLU (Departamento Municipal de Limpeza Urbana), ambos no município de Porto Alegre – RS.

A avaliação do processo de compostagem realizou-se através de dois tipos de estudos: (A) Leiras de pequenos volumes e (B) Leiras de grandes volumes. Nos experimentos A, realizados no IPH, foram montadas leiras com resíduos sólidos urbanos de fontes específicas (resíduos verdes de podas urbanas e de restos vegetais de centrais de abastecimento e lodo de esgoto), com diferentes composições e alturas de leiras, com a finalidade de verificar a eficiência do processo de compostagem. Através do acompanhamento do desempenho do processo nos primeiros experimentos, foram adotadas as melhores proporções nos estudos posteriores. Subsequentemente a cada etapa (1, 3 e 5) de compostagem realizou-se as etapas (2, 4 e 6) de vermicompostagem. Nos experimentos B, realizados na UTC, foram montadas leiras com grandes volumes e conseqüentemente maiores alturas (2 a 3 metros), utilizando primeiramente os mesmos resíduos dos estudos anteriores e posteriormente os resíduos sólidos domiciliares misturados com resíduos verdes de podas urbanas e de restos vegetais de centrais de abastecimento.

Nos dois tipos de estudos foi realizada a avaliação dos lixiviados produzidos no processo de compostagem. Paralelamente aos experimentos de compostagem montou-se um experimento de tratamento do lixiviado através de banhados contruídos.

### **4.2 DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS**

O estudo em leiras de pequeno volume dividiu-se nas seguintes etapas:

- Etapa 1: Em março de 1999, foram montadas nove leiras de compostagem, com aproximadamente 500 kg e proporções diferenciadas, utilizando resíduos verdes (podas urbanas) codispostos com lodo de esgoto e resíduos da CEASA, com período de observações de 90 dias;

- Etapa 2: Em julho de 1999, foram montadas nove caixas de vermicompostagem, com 72 litros, utilizando os substratos produzidos na Etapa 1, com período de observações de 60 dias;
- Etapa 3: Em junho de 1999, foram montadas cinco leiras de compostagem, com aproximadamente 900 kg e proporções diferenciadas, utilizando resíduos verdes (podas urbanas) codispostos com lodo de esgoto e resíduos da CEASA, com período de observações de 90 dias;
- Etapa 4: Em outubro de 1999, foram montadas cinco caixas de vermicompostagem, com 72 litros, utilizando os substratos produzidos na etapa 3, com período de observações de 60 dias;
- Etapa 5: Em outubro de 1999, foram montadas cinco leiras de compostagem, com aproximadamente 1500 kg e proporções diferenciadas, utilizando resíduos verdes (podas urbanas) codispostos com lodo de esgoto e resíduos da CEASA, com período de observações de 150 dias e cobertura das leiras com telheiro;
- Etapa 6: Em abril de 2000, foram montadas cinco caixas de vermicompostagem, com 72 litros, utilizando os substratos produzidos na etapa 5, com período de observações de 60 dias.

O estudo para grandes volumes dividiu-se nas seguintes etapas:

- Etapa 7: Em março de 2001, foram montadas seis leiras, com aproximadamente 1500 kg e composições variadas utilizando resíduos verdes (podas), resíduo da CEASA e esterco de suíno, com sistemas diferenciados de aeração, com período de observações 55 dias;
- Etapa 8: Em maio de 2001, foram montadas quatro leiras de 4000 kg e composições variadas utilizando resíduos verdes (podas), resíduo da CEASA e esterco de suíno, comparando aeração forçada e sistema “windrow”, com período de observações 90 dias;
- Etapas 9, 10 e 11: De julho de 2002 a julho de 2003 foram montadas as leiras de grandes volumes, correspondendo a alturas de três metros, onde foi avaliada a eficiência da compostagem, em diferentes períodos climáticos, com controle da umidade e realizado o balanço de massa do processo. Utilizou-se nestas etapas resíduos sólidos urbanos (domiciliar, podas e CEASA), com diferentes composições, no sistema “windrow”. No mesmo período destas etapas foi avaliado o sistema de tratamento do lixiviado gerado na compostagem, utilizando banhados construídos.

### 4.3 AMOSTRAGEM DOS RESÍDUOS BRUTOS

As amostras brutas de cada resíduo colocado nas leiras deve ser representativa da massa em compostagem, e para isto foi realizada a coleta de amostra composta de cada resíduo bruto. A amostra composta foi realizada da seguinte forma: cada resíduo bruto destinado à montagem das leiras, foi misturado com a utilização de retroescavadeira e da mistura resultante, foi feito um quarteamento, sendo retiradas quatro bombonas de 100 litros, que foram misturados, realizando-se novamente outro quarteamento, agora a partir do volume de 400 litros, retirando-se aproximadamente 2 kg de cada quarto, os quais foram misturados novamente para constituir uma amostra (Figura 4.1 e 4.2). Desta amostra (uma para cada resíduo estudado), retirou-se uma quantidade de aproximadamente 1 kg para análises microbiológicas e umidade, sendo o restante seco à 65°C durante 48 horas, triturado e misturado, com um último quarteamento para análises físico-químicas. Este procedimento de amostragem dos resíduos brutos foi realizado somente na primeira amostragem de cada substrato, até a etapa 8. A partir da etapa 9 a amostragem foi simplificada, sendo retirada uma amostra de aproximadamente 2 quilos dos substratos brutos e em decomposição proveniente de quatro diferentes locais do monte de resíduos. No laboratório, a amostra era submetida a mais um quarteamento para a retirada de uma porção (500 g) e encaminhada para a secagem e trituração. A amostra seca e triturada era submetida a mais um quarteamento e reservada uma porção em pó para as análises. Os procedimentos de coleta adotados basearam-se nas recomendações de Kiehl (1985) e da Portaria nº 1 de 04/03/83. (Kiehl, 1985).



Figura 4.1- Amostragem dos resíduos brutos (verdes – podas)



Figura 4.2- Amostragem de resíduos brutos (CEASA)

#### 4.4 MONTAGEM E MONITORAMENTO DOS EXPERIMENTOS

##### 4.4.1 Montagem dos experimentos de compostagem em leiras de pequenos volumes

Primeiramente, em cada uma das etapas (1, 3 e 5), foram preparadas as bases das leiras, confeccionadas em caixas de alvenaria, revestidas externamente com reboco e internamente com manta de PEBD (polietileno de baixa densidade), conforme detalhamento apresentado na figura 4.3. Na extremidade da mesma foi colocado um tubo para a coleta do percolado (lixiviado) gerado nas leiras, sendo que antes deste foi colocado um dreno de brita revestido com bidim (manta geotêxtil) para evitar a obstrução na saída dos percolados. Na saída do tubo, foram colocadas bacias de polietileno para a coleta dos percolados das leiras. As alturas das leiras variaram entre 1,00 m à 1,80 m, dependente das quantidades e misturas utilizadas. Foi adotado o formato cônico nas leiras, para evitar acúmulo excessivo de umidade nas mesmas em todos os experimentos de compostagem, devido o excesso de chuvas nesta região. Na etapa 5 foi instalada a cobertura das leiras com telheiro, para o controle efetivo da umidade.

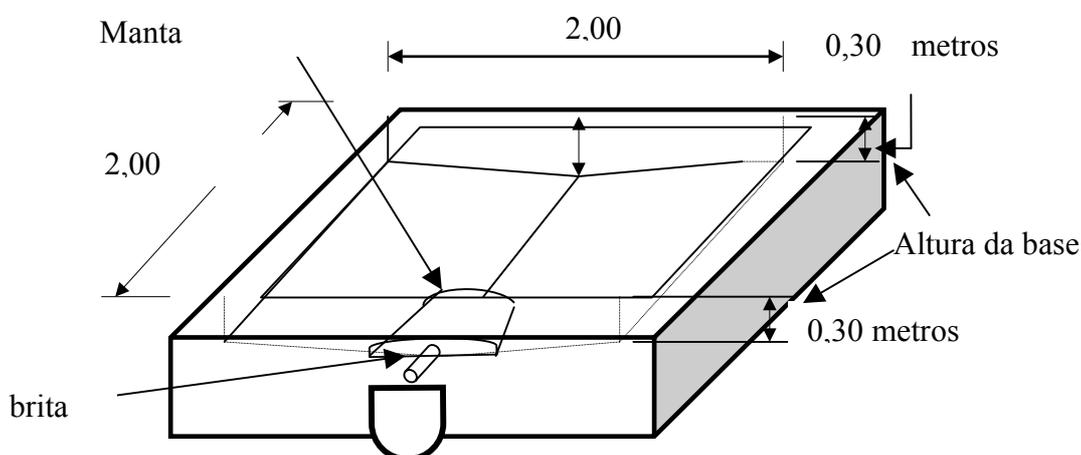


Figura 4.3- Desenho esquemático da base das leiras

Os resíduos de poda utilizados nos experimentos (Figura 4.4), foram provenientes do DMLU, onde o mesmo realiza a trituração do material para compostagem na Central de Resíduos da Serraria (Figura 4.5). Os lodos utilizados, necessários ao preparo das misturas, foram fornecidos pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) da Prefeitura de Porto Alegre, sendo provenientes da ETE IAPI (leitos de secagem de tanques Imhof,) e da estação de tratamento da ETE Cavahada (leitos de secagem de um sistema de aeração prolongada). As quantidades e proporções de resíduos estão apresentadas nas tabelas 4.1 e 4.2.



Figura 4.4- Resíduo verde (podas urbanas)



Figura 4.5- Picador de galhos de podas urbanas

Os resíduos orgânicos da CEASA (RC) (Figura 4.6) foram provenientes da coleta dos restos de produtos agrícolas, tais como: talos e folhas de vegetais, folhas de frutas, frutas e vegetais deteriorados, palhas verdes e secas, entre outros. O resíduo da CEASA foi coletado pelo DMLU e encaminhado ao IPH para a montagem do experimento.

Tabela 4.1 - Quantidades mássicas dos resíduos nas leiras de pequenos volumes

Massa (kg) em peso úmido									
Nº leira	Etapa 1			Etapa 3			Etapa 5		
	RV	RC	L	RV	RC	L	RV	RC	L
1	462	0	0	924	0	0	1506	0	0
2	381	115	0	462	462	0	772	773	0
3	205	466	0	231	231	281	375	381	750
4	246	0	115	462	0	270	750	0	750
5	231	0	231	231	462	200	375	767	375
6	231	115	115	-	-	-	-	-	-
7	115	231	115	-	-	-	-	-	-
8	115	118	231	-	-	-	-	-	-
9	41	249	252	-	-	-	-	-	-

\*RV: resíduo verde (podas). RC: resíduo da CEASA. L: lodo ETE

Tabela 4.2 - Proporções mássicas dos resíduos nas leiras de pequenos volumes

Proporções (%) em peso úmido									
Nº leira	Etapa 1			Etapa 3			Etapa 5		
	RV	RC	L	RV	RC	L	RV	RC	L
1	100	0	0	100	0	0	100	0	0
2	77	23	0	50	50	0	50	50	0
3	30	70	0	31	31	38	25	25	50
4	75	0	25	63	0	37	50	0	50
5	50	0	50	26	52	22	25	50	25
6	50	25	25	-	-	-	-	-	-
7	25	50	25	-	-	-	-	-	-
8	25	25	50	-	-	-	-	-	-
9	8	46	46	-	-	-	-	-	-

\*RV: resíduo verde (podas). RC: resíduo da CEASA. L: lodo ETE



Figura 4.6 - Resíduos orgânicos provenientes da CEASA

Cada leira foi montada inicialmente com uma camada de, aproximadamente, 30 cm de resíduo verde, ao longo da base da leira (Figura 4.7). No centro da leira, foi colocado o resíduo da CEASA e o lodo. Após a confecção da leira com estes, cobriu-se cada leira com a proporção final de resíduo verde (poda). Estas medidas foram tomadas ao início do processo para evitar proliferação de moscas e geração de odores, pois o resíduo verde funcionou como um filtro para absorção de umidade. Para que se obtivesse uma mistura homogênea para a compostagem, foi realizada a mistura com pás e enxadas após uma semana de processo. Foi adotado o formato de pirâmide nas leiras, para evitar o acúmulo excessivo de umidade na compostagem (Figura 4.8).



Figura 4.7 - Base das leiras de compostagem com pequenos volumes



Figura 4.8 - Formato das leiras com pequenos volumes

Nas primeiras etapas (1 e 3) dos experimentos, em leiras de pequenos volumes, verificou-se que o desenvolvimento do processo de compostagem foi afetado pelas condições climáticas (principalmente em relação as precipitações), observando-se o perfil das temperaturas e compactação das leiras. Portanto, foi necessário utilizar leiras com maiores volumes para garantir a decomposição adequada da matéria orgânica. Partiu-se então, para a montagem de leiras com 1500 kg (etapa 5).

O revolvimento das leiras nas etapas 1, 3 e 5 foi realizado semanalmente com pás e enxadas (Figura 4.9). A manutenção da umidade foi realizada apenas na etapa 5, devido a cobertura das leiras que evitava a infiltração das águas das chuvas. O volume utilizado na irrigação foi definido empiricamente, ou seja, adotou-se irrigação semanal de 100 litros em cada leira, 150 litros quando umidade anterior estivesse na faixa de 40 a 55 % e 200 litros quando estivesse abaixo de 40 %.



Figura 4.9 - Revolvimento das leiras de pequenos volumes

#### 4.4.2 Monitoramento do experimento da compostagem

A avaliação diária da temperatura foi realizada em três pontos de cada leira: topo, centro e base, controlada através de dois termômetros analógicos com haste metálica. Com este acompanhamento, foi possível estabelecer qualquer medida corretiva, caso a temperatura estivesse excessivamente alta (maior que 65°C) ou baixa (menor que 35°C). Afora esses fatores que permitem o controle do processamento, foram realizadas, com pelo menos duas

amostras de cada leira, as análises físicas, químicas e biológicas, cujos métodos e frequências são apresentados na tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Parâmetros avaliados nas amostras sólidas dos experimentos da compostagem em pequenos volumes

Parâmetro	Método*	Unidade	Local de realização e frequência
Temperatura	direto: term. bimetálico	°C	IPH- diária
pH em água	potenciométrico- Ag/AgCl	-	IPH-mensal
Umidade	secagem a 65°C por 48 horas	%	IPH- semanal/mensal
CTC à pH da amostra	absorção atômica/espectrof.	meq/100g (PS)	Agronomia-mensal
MO	calcinação a 550°C	% (PS)	IPH-semana/mensal
CO	oxidação/titulométrico	% (PS)	Agronomia-mensal
N	digestão/destilação p/ Kjeldahl	% (PS)	Agronomia-mensal
NH <sup>+</sup> <sub>4</sub>	digestão/destilação/titulometria	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
NO <sup>-</sup> <sub>3</sub> +NO <sup>-</sup> <sub>2</sub>	digestão/destilação/titulometria	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
P	digestão/espectrofotometria	% (PS)	Agronomia-mensal
K	digestão/fotômetro de chama	% (PS)	Agronomia-mensal
Ca	digestão/absorção atômica	% (PS)	Agronomia-mensal
Mg	digestão/absorção atômica	% (PS)	Agronomia-mensal
B	digestão/espectrofotometria	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Cu	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Zn	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Mn	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Na	digestão/fotômetro de chama	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Fe	digestão/absorção atômica	% (PS)	Agronomia-mensal
S	digestão/espectrofotometria	% (PS)	Agronomia-mensal
Cd	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Cr	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Ni	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Pb	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Agronomia-mensal
Bactérias totais	Pourplat	UFC/g	ICBS-mensal Etapas 3 e 5
Fungos	Espalhamento	UFC/g	ICBS-mensal Etapas 3 e 5
Actinomicetos	Pourplat	UFC/g	ICBS-mensal Etapas 3 e 5
Parasitológico	Willis-Mollay/Baermann	OPC	Veterinária UFRGS – Início e término Etapas 3 e 5

\*Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater da APHA (1996) e Tedesco et al. (1995)

PS: Peso seco à 65°C por 48 horas. UFC: Unidade de formação de colônias OPC: Ovos de parasitas por campo

#### 4.4.3 Montagem dos experimentos da vermicompostagem

Subsequentemente à cada etapa de compostagem, submeteu-se o substrato produzido à vermicompostagem (etapas 2, 4 e 6), que foi realizada em caixas plásticas com 60 x 40 x 30 cm. O composto foi processado pela *Eisenia foetida* (Figura 4.10), verme de fácil adaptação em cativeiro. Segundo Bidone e Povinelli (1999), cada minhoca ingere o equivalente ao seu peso por dia; assim, para que se tivesse o processo ocorrendo em 45 dias – período determinado para cada etapa dos experimentos realizados – a quantidade de minhocas (em peso) utilizada em cada leira resultou da divisão do peso da mistura na leira por 45 dias. Ao final de 60 dias, dando-se portanto um período adicional de 15 dias para a realização do procedimento analítico, os vermes foram separados e realizou-se nova pesagem, com contagem de casulos (potenciais minhocas), a fim de se avaliar a dinâmica dos organismos em cada leira, já que as misturas caracterizam diferentes substratos, com adaptações decorrentes provavelmente diferentes.



Figura 4.10 - Caixas da vermicompostagem com a minhoca *Eisenia foetida*

Durante o processamento, cada leira recebeu quantidades de água sem cloro, necessárias à manutenção de umidade ao redor de 70%; este controle foi realizado uma vez por semana, de forma a não se permitir que as minhocas se estressassem pela falta do líquido e ocorressem fugas e canibalismo.

De acordo com as necessidades de consumo da minhoca, são apresentadas na tabela 4.4 as relações adequadas de substrato e minhocas utilizadas nos experimentos da vermicompostagem.

Tabela 4.4 - Quantidades mássicas de substratos e minhocas utilizadas nos experimentos de vermicompostagem

Caixa	Etapa 2		Etapa 4		Etapa 6	
	Peso de substrato (kg)	Peso de minhocas (g)	Peso de substrato (kg)	Peso de minhocas (g)	Peso de substrato (kg)	Peso de minhocas (g)
1	18	400	23	513	25	560
2	22	500	22	491	25	560
3	21	500	21	458	33	730
4	21	500	22	480	29	650
5	26	600	24	524	28	620
6	23	530	-	-	-	-
7	36	800	-	-	-	-
8	31	700	-	-	-	-
9	33	730	-	-	-	-

Obs: Valores em peso úmido

#### 4.4.4 Monitoramento dos experimentos da vermicompostagem

Além da observação do desempenho dos vermes, foram realizados os procedimentos analíticos na vermicompostagem, conforme a tabela 4.3, exceto para os parâmetros: temperatura e microrganismos.

#### 4.4.5 Montagem dos experimentos da compostagem em grandes volumes

Os experimentos em leiras de grandes volumes (etapas 7, 8, 9, 10 e 11) foram montados na UTC com a finalidade de avaliar o processo “windrow” e de aeração forçada utilizando misturas de resíduos sólidos urbanos.

##### 4.4.5.1 Descrição da Unidade de Triagem e Compostagem do município de Porto Alegre

A Unidade de Triagem e Compostagem constitui-se basicamente por unidade de triagem e armazenamento, unidade de compostagem e unidade de peneiramento. Existem outras instalações essenciais, como prédio administrativo, refeitórios, vestiários, salas de almoxarifado, garagem, reservatório e sub estação transformadora.

A Unidade de Triagem instalada tem capacidade física para tratar até 100 t/d de resíduos domiciliares. O atual rendimento de material triado é de 40% (30% de rejeito e 10% de recicláveis), operando com 200 pessoas em 02 turnos de 06 horas. A concepção técnica da unidade baseia-se na separação manual dos resíduos em esteira de catação com um número mínimo de equipamentos, tais como: guincho hidráulico, moega dosadora, esteira, prensas e peneira (figura 4.11). A eficaz retirada de rejeitos e recicláveis na esteira produz uma matéria orgânica praticamente isenta de inertes a ser destinada à compostagem.

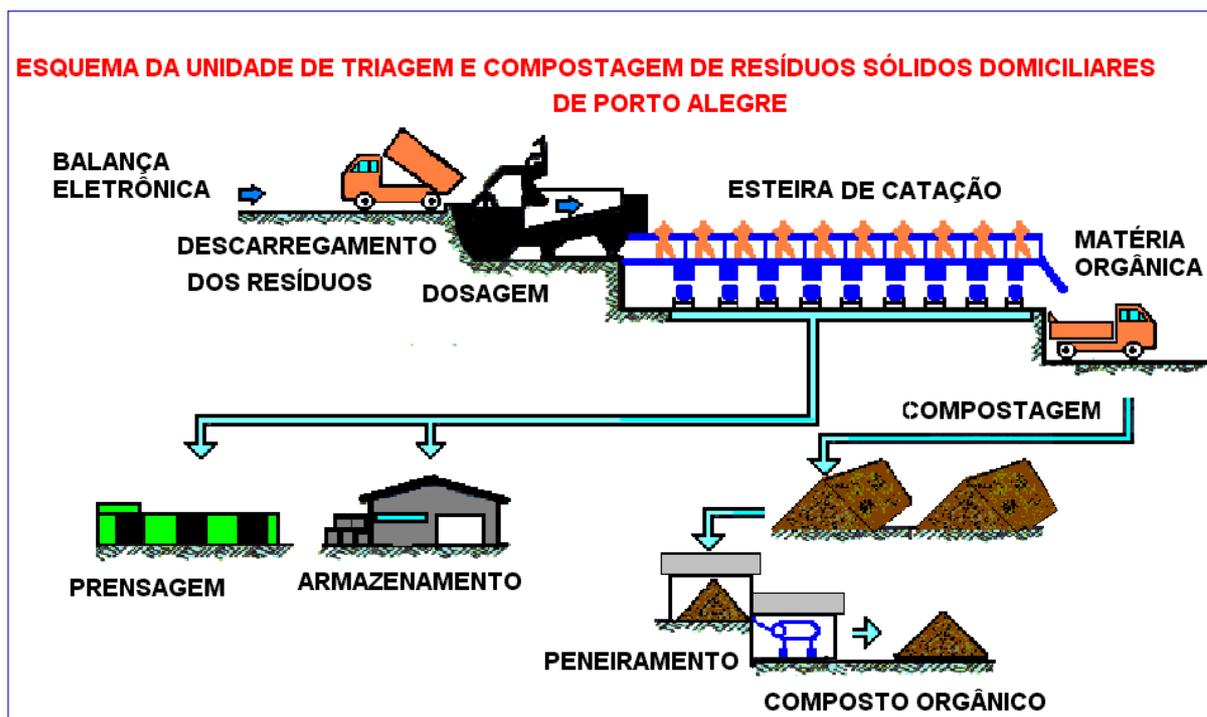


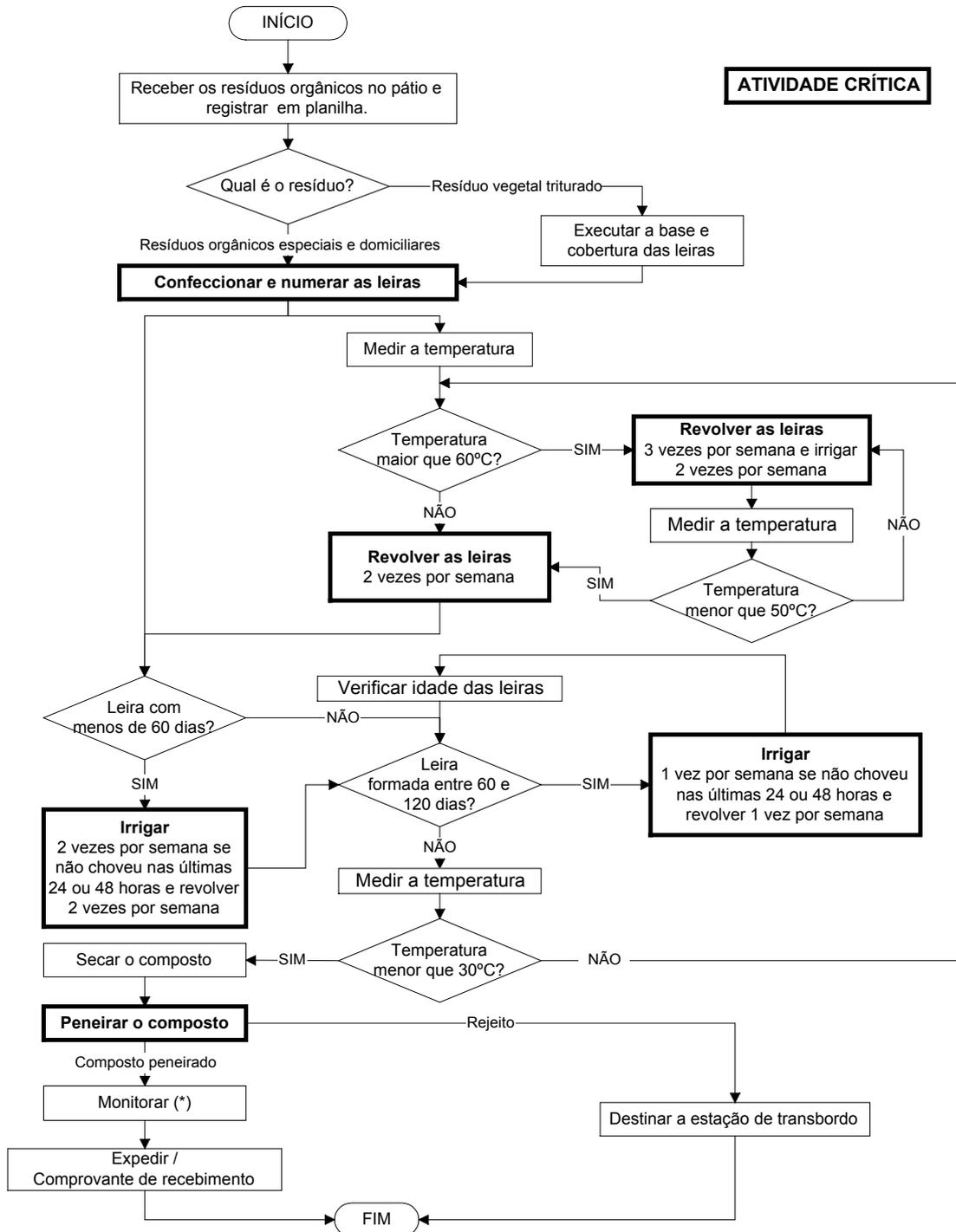
Figura 4.11 - Croqui da operação na unidade de triagem e compostagem

A área total da UTC é de aproximadamente 10 ha, sendo que em área útil foram utilizados 7 ha. As construções ocupam uma área de 1800 m<sup>2</sup>, o pátio de compostagem possui uma área de 5 ha. A UTC recebe, diariamente, resíduos provenientes da coleta domiciliar e descargas eventuais de resíduos especiais (orgânicos de supermercados), sendo que os primeiros passam pelo processo de catação em esteira e após a matéria orgânica é encaminhada à unidade de compostagem, os resíduos orgânicos especiais são conduzidos diretamente ao pátio de compostagem.

O pátio de compostagem da UTC, cuja área total é de 5,5 ha, possui nove patamares denominados A, B, C, D, E, F, G, H e I. A operação padrão da compostagem na UTC é determinada pela medição de temperatura (Figura 4.12). São realizados sistematicamente o revolvimento das leiras, a irrigação e o monitoramento do composto.



**DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA**  
**DIVISÃO DE DESTINO FINAL**  
**PROCESSO DE COMPOSTAGEM NA UTC**



**MONITORAMENTO (\*)**

Quinzenal: Umidade, Relação C / N e Teor Matéria Orgânica.

Mensal: Análise do composto (coletas mensais de 3 leiras cada uma com tempo diferente de compostagem).

Trimestral: Análise das águas superficiais e lixiviado.

Figura 4.12- Fluxograma dos procedimentos operacionais da compostagem

O lixiviado produzido no processo de compostagem é recirculado nas leiras de compostagem para manter a faixa ideal de umidade no processo. O líquido excedente é

transportado e destinado ao sistema de tratamento de efluentes da Estação de Transbordo localizado a uma distância máxima de 1000 metros do pátio de compostagem. Os líquidos produzidos nos patamares do pátio de compostagem da UTC são coletados pelo sistema de drenagem e armazenados em quatro tanques revestidos com PEAD (Figura 4.13).



Figura 4.13- Tanque de lixiviado no pátio de compostagem

A Estação de Transbordo da Lomba do Pinheiro (ETLP) consiste em uma unidade do DMLU concebida para recepção de resíduos sólidos coletados no município, sua acumulação temporária, e posterior inserção nos veículos de superior porte destinados ao seu transporte às unidades de tratamento, tendo-se em vista a impossibilidade logística de deslocamento dos próprios veículos coletores a tais unidades e retorno às suas zonas originais de coleta. Para manutenção de condições de limpeza e salubridade da unidade procedem-se lavagens periódicas do pátio de acumulação, atividade que gera um efluente concentrado e poluente. Para efetiva estabilização de tal efluente, um sistema de tratamento biológico foi concebido e iniciada a operação em 2002. Após um ano de operação, o sistema passou a receber, também, o lixiviado gerado na compostagem de resíduos sólidos urbanos, processo que utiliza parte do resíduo encaminhado à ETLP e é operado em uma unidade do DMLU adjacente a essa, a Unidade de Triagem e Compostagem da Lomba do Pinheiro (UTC) (Cotrim et al., 2004).

O monitoramento da qualidade dos lixiviados gerados na UTC iniciou-se em janeiro de 2001, a partir da operação do primeiro tanque construído, prosseguindo trimestralmente ao longo e após a construção e operação dos três demais tanques. As características dos lixiviados gerados na UTC entre janeiro de 2001 e fevereiro de 2004 apresentadas por Cotrim et al. (2004) foram comparadas aos resultados obtidos na presente pesquisa no capítulo 5.

O sistema de tratamento da Estação de Transbordo da Lomba do Pinheiro (ETLP) foi concebido originalmente para o tratamento das águas servidas provenientes das lavagens das áreas de acumulação de resíduos sólidos da mesma estação, que foram caracterizadas como efluentes de cargas elevadas em função de agregarem líquidos de constituição dos resíduos, líquidos provenientes do seu estágio inicial de degradação anaeróbia e ainda particulados finos e grosseiros. Tendo em vista lavagens da estação de transbordo efetuadas em dias alternados da semana, o sistema de tratamento foi concebido para operação em regime de batelada. O sistema operou entre janeiro e dezembro de 2002 tratando uma vazão mensal de aproximadamente 200 m<sup>3</sup> de efluente de lavagem. A partir de tal mês foram agregadas cargas de lixiviados provenientes da UTC.

O sistema de tratamento da ETLP é composto pelas seguintes unidades: (1) gradeamento, (2) Calha Parshall, (3) tanque de equalização, (4) reator anaeróbio de manto de lodo e fluxo ascendente (UASB), (5) filtro anaeróbio de pedra britada nº 5, (6) filtro aeróbio, (7) sistema de infiltração (área de infiltração para polimento no solo) (Figuras 4.14 e 4.15). O projeto foi assim concebido para o tratamento em bateladas, operando integralmente por gravidade. Os tempos de detenção hidráulica nos reatores, excetuando-se o filtro aeróbio, variam com os volumes de afluentes aplicados a cada lavagem ou inserção de lixiviado e com a periodicidade não inteiramente regular das aplicações. O transporte do lixiviado até a ETE é realizado pelo mesmo equipamento que realiza a irrigação das leiras (Figura 4.16).

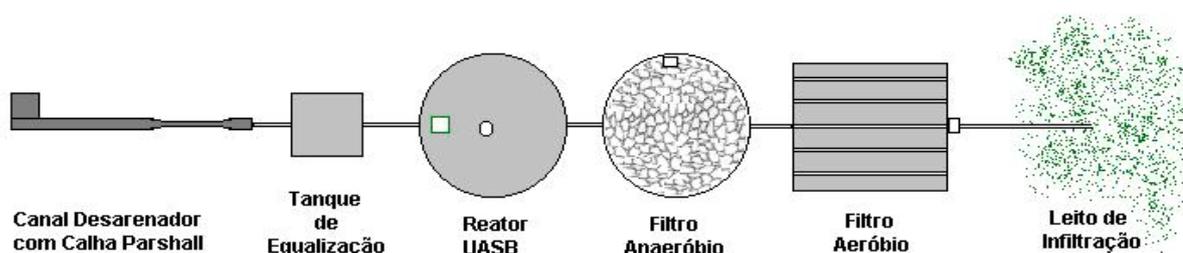


Figura 4.14- Representação esquemática da estação de tratamento

Fonte: Cotrim et al. (2004)

Em média, os lixiviados oriundos da UTC representam apenas 12% do volume aplicado no sistema de tratamento da ETLP. Os volumes de lixiviado destinados ao sistema dependem do índice de chuvas. Em períodos de grandes precipitações, os lixiviados são transportados principalmente para a ETLP, após as chuvas, pois durante este período a estação trata as águas pluviais do transbordo.



Figura 4.15- Estação de tratamento de efluentes



Figura 4.16-Sistema de abastecimento do lixiviado

#### 4.4.5.2 Montagem dos experimentos da etapa 7

Esta etapa compreendeu a comparação de sistema com aeração natural induzida e revolvimento mecânico (leiras “windrow”). Nesta etapa realizou-se formas diferenciadas de aeração e avaliadas as eficiências dos processos de compostagem de resíduos verdes de podas urbanas, resíduos da CEASA e utilização de esterco de suíno como inóculo.

Os volumes de resíduos de poda utilizados provieram da SMMAM (Secretaria Municipal de Meio Ambiente) de Porto Alegre, a partir da coleta normalmente realizada por

aquele órgão e pelo DMLU e o esterco de uma esterqueira de um criador pertencente a um dos projetos do DMLU, que criava apenas suínos em terminação. Os volumes de esterco utilizados nesta etapa foram de 80 litros em cada leira, a cada rega, em seis vezes durante os experimentos. O esterco substituiu o lodo pela falta deste na época dos experimentos.

As misturas de resíduos de poda triturados, chamados resíduos verdes (RV), com resíduos da CEASA (RC) foram preparadas no pátio de compostagem da UTC, em proporções variáveis em peso de cada material. As proporções médias adotadas foram: 56,5 % de resíduo verde (RV), 43,50 % de resíduo da CEASA (RC). Devido a falta de lodo no período desta etapa, foi adicionado esterco suíno semanalmente como fonte complementar de nitrogênio, principalmente. Estas proporções basearam-se nos resultados obtidos nas leiras de pequenos volumes, especificamente da leira 2 da etapa 5, onde a relação C:N inicial era de 25:1, com 50 % de cada resíduo, tendo-se aumentado a proporção de RV devido a elevada umidade dos resíduos da CEASA. As quantidades e proporções mássicas utilizadas nas leiras estão apresentadas na tabela 4.5. Foi utilizado o formato piramidal, com base de 2,00X2,00 metros e 1,5 metros de altura (Figura 4.17). Os resíduos foram pesados na balança eletrônica da ETLP. A primeira camada de aproximadamente 50 cm era de resíduos de podas. Durante os revolvimentos houve a mistura completa dos mesmos. A quantidade mássica de cada leira prevista nesta etapa da compostagem foi de 1500 t/d, similarmente a etapa 5 em escala piloto e sem a cobertura com telheiro.

Tabela 4.5 - Quantidades mássicas e proporções utilizadas na etapa 7

Leira	Resíduo da CEASA (RC)		Resíduo Verde (podas) (RV)	
	kg	%	kg	%
1A*	770	53	540	47
1B*	910	59	640	41
2A*	850	55	680	45
2B*	860	59	600	41
3A**	810	51	790	49
3B**	1000	61	620	39
média		57		43

Obs: Experimentos B são repetições. \*Sistema “windrow” \*\*Leira Estática Aerada naturalmente

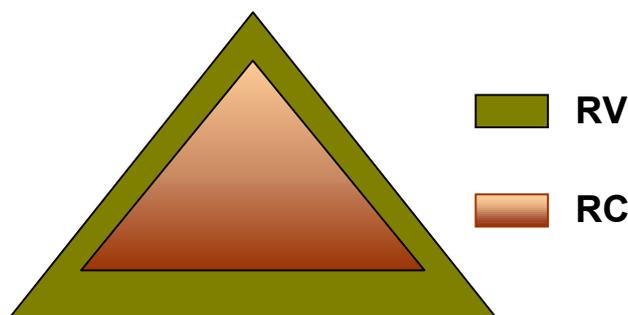


Figura 4.17- Configuração geométrica das leiras “windrow”

Foram adotados os seguintes sistemas de aeração nas leiras da etapa 7:

- leiras “windrow” (1A, 1B, 2A, 2B): montou-se 4 leiras, sendo que a cada 2 leiras foi alterada a frequência de revolvimento (Figura 4.18). As leiras 1A e 1B foram revolvidas 3 vezes por semana e controle de umidade com irrigação através da adição de esterco de suíno, durante a etapa termofílica. As leiras 2A e 2B foram revolvidas 1 vez por semana e controle da umidade através da irrigação com adição de esterco de suíno, durante a etapa termofílica. A irrigação inicial foi de 80 litros de esterco, duas vezes por semana em cada leira, e não executada na ocorrência de chuvas.



Figura 4.18- Montagem das leiras de compostagem tipo “windrow”

- leiras estáticas aeradas naturalmente (3A e 3B): montou-se 2 leiras estáticas aeradas naturalmente da mesma forma que as leiras tipo “windrow” (Figura 4.19), sendo que uma vez por semana era revolvida manualmente para promover a mistura e rearranjar os tubos. Foram instalados tubos perfurados de PVC (100mm), que em contato com a atmosfera, conduziam o ar ao interior da leira (Figura 4.20); o controle de umidade foi realizado através da irrigação com adição de esterco de suíno.

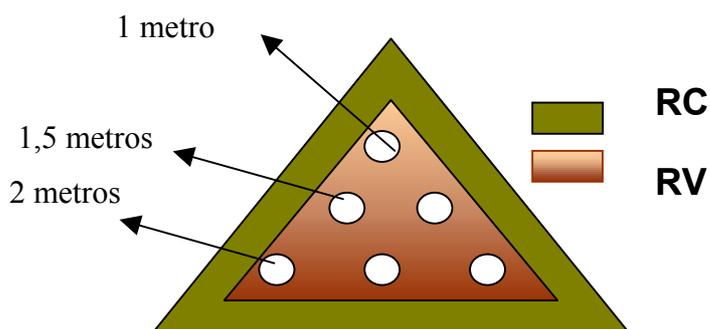


Figura 4.19- Sistema com aeração natural



Figura 4.20- Montagem da leira estática aerada naturalmente

#### 4.4.5.3 Montagem dos experimentos da etapa 8

Visando oportunizar uma comparação do desempenho das leiras até então experimentadas com outra alternativa de operação de leiras de compostagem, trabalhou-se também com leiras estáticas aeradas mecanicamente. Foram montadas outras quatro leiras (1, 2, 3 e 4), duas com sistema tipo “windrow” e outras duas com aeração forçada e controle de umidade através da irrigação com adição de esterco de suíno (Figura 4.21).



Figura 4.21- Montagem da leira estática aerada mecanicamente

Em uma das leiras foi instalado um soprador com potência de  $\frac{3}{4}$  CV e vazão de ar de 30 L/s, outra com compressor e outras duas leiras com revolvimento “windrow” (três vezes por semana). Nesta experiência em escala real foi adotada a quantidade mássica de resíduos na leira de aproximadamente 4000 kg, tendo em vista os resultados obtidos na compostagem das leiras de 1500 kg, sob as intempéries, em que houve a perda de calor do sistema. Na leira com soprador foi instalado um termostato para aerar a leira quando a temperatura estivesse maior que 55°C. A configuração geométrica das leiras aeradas mecanicamente é apresentada na figura 4.22. Utilizou-se a mesma tubulação perfurada das leiras aeradas naturalmente. Nas leiras aeradas foi realizada a mistura dos resíduos internamente à leira e cobertas com uma camada fina de resíduo verde (podas) de aproximadamente 30 cm para evitar a proliferação de moscas. As quantidades mássicas e proporções utilizadas são apresentadas na tabela 4.6.

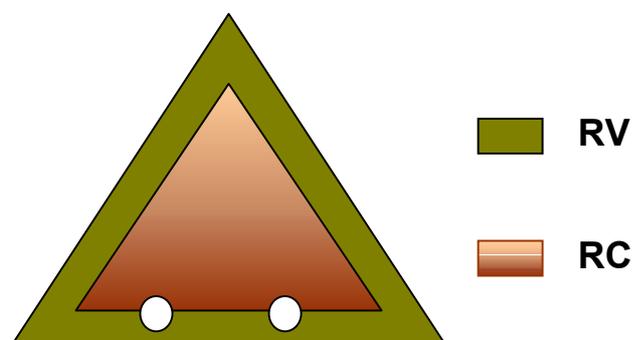


Figura 4.22- Configuração geométrica das leiras estáticas aeradas

Tabela 4.6 - Quantidades mássicas e proporções utilizadas na etapa 8

Nº Leira	Resíduo da CEASA (RC)		Resíduo Verde (RV)	
	kg	%	kg	%
1*	1920	50	50	50
2*	1910	50	1910	50
3**	2210	50	2240	50
4**	1960	51	1870	49

\*Leira aerada forçada \*\* Leira revolvida

#### 4.4.5.4 Monitoramento dos experimentos nas etapas 7 e 8

Foram realizadas análises diárias de cada leira: temperaturas do centro, base e topo da leira, temperatura ambiente, presença de moscas, odores e de lixiviado.

O desempenho da compostagem foi monitorado, principalmente, pelo acompanhamento do perfil das temperaturas, controle da umidade da massa em biodegradação e decomposição da matéria orgânica. Os fatores que possibilitaram o controle do processamento e qualidade da matéria orgânica em bioestabilização são apresentados na tabela 4.7.

#### 4.4.5.5 Montagem dos experimentos nas etapas 9 , 10 e 11

Cada resíduo orgânico foi pesado em balança rodoviária eletrônica. Extraiu-se amostras compostas de cada resíduo (bruto e em estabilização) para determinação de sua umidade.

Os resíduos orgânicos provenientes da coleta domiciliar, previamente triados na esteira da UTC, foram compostados com resíduos de podas e resíduos orgânicos especiais (supermercados e CEASA). Os resíduos de podas (picados) formam a base e cobertura das leiras para controle da umidade excessiva e proliferação de vetores (figura 4.23). Esta configuração inicial das leiras teve como finalidade a prevenção de odores e de proliferação de vetores que são maiores no início do processo. A mistura completa dos resíduos foi realizada no início dos revolvimentos das leiras, após um semana de montagem das leiras.

Nas etapas 9, 10 e 11 trabalhou-se com volumes de leiras equivalentes aos normalmente utilizados na UTC. A altura inicial da leira era de 2,5 – 3,00 metros na primeira

semana, a qual diminui ao longo do processo permanecendo em aproximadamente 2,00 metros durante todo o período de compostagem. A manutenção da altura é garantida através no processo do revolvimento, pois ocorre a desconfiguração natural da leira durante a estabilização e principalmente durante as chuvas.

Tabela 4.7 -Variáveis de controle dos substratos sólidos na compostagem etapas 7 e 8

Parâmetro	Método*	Unidade	Local de realização e frequência
Temperatura	direto: term. Bimetálico	°C (diária)	UTC – 3 vezes/semana
pH	potenciométrico- Ag/Agcl	-	Semanal – IPH
Umidade	secagem a 65°C por 48 horas	%	Semanal – IPH
MO	calcinação a 550°C	% (PS)	Semanal – IPH
CO	titulométrico	% (PS)	Semanal – IPH
N	digestão/destilação p/ Kjeldahl	% (PS)	Semanal – IPH
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	digestão/destilação/titulometria	mg/kg (PS)	Semanal – IPH
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	digestão/destilação/titulometria	mg/kg (PS)	Semanal – IPH
P	digestão/espectrofotometria	% (PS)	Mensal - IPH
K	digestão/fotômetro de chama	% (PS)	Mensal – IPH
Ca	digestão/absorção atômica	% (PS)	Mensal – IPH
Mg	digestão/absorção atômica	% (PS)	Mensal – IPH
B	digestão/espectrofotometria	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Cu	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Zn	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Mn	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Na	digestão/fotômetro de chama	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Fe	digestão/absorção atômica	% (PS)	Mensal – IPH
S	digestão/espectrofotometria	% (PS)	Mensal – IPH
Cd	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Cr	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Ni	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
Pb	digestão/absorção atômica	mg/kg (PS)	Mensal – IPH
CTC à pH da amostra	Absorção atômica/espectrof.	me/100g (PS)	Mensal – IPH

\* APHA (1996) e Tedesco et al. (1995)



Figura 4.23- Montagem das leiras com grandes volumes

Com base nas características físicas e químicas dos substratos brutos utilizados, analisados previamente, procurou-se, nestas etapas, calcular a proporção de resíduos de forma que se obtivesse uma relação C:N das misturas de aproximadamente 30:1, para acompanhar o desempenho do processo.

Durante a compostagem é fundamental o controle da umidade e da temperatura. Para controlar o teor de umidade da leira foi utilizada a variação do formato das leiras e irrigação em períodos de estiagem. Já para o controle da temperatura foi utilizado o sistema de aeração por revolvimento e irrigação das leiras. A temperatura foi medida com termômetro bimetálico (Figura 4.24). O revolvimento das leiras foi realizado por uma retroescavadeira (Figura 4.25). A frequência de revolvimentos foi de 3 vezes por semana, na etapa termofílica, 2 vezes na etapa mesofílica e uma vez por semana na maturação para diminuir a umidade do composto.



Figura 4.24- Medição de temperatura nas leiras



Figura 4.25- Leiras em revolvimento nas etapas 9, 10 e 11

A irrigação das leiras foi realizada com o equipamento denominado distribuidor de lixiviado (Figura 4.26), que é também utilizado para transportar o lixiviado da UTC até a ETLP. Este equipamento é encontrado no mercado nacional, comumente utilizado para o espalhamento de esterco de suínos em solos agrícolas. Na etapa 9, a frequência de irrigação adotada foi da operação padrão da compostagem (Figura 4.13), nas etapas 10 e 11 foi controlada a irrigação nas leiras. O volume irrigado em cada leira foi de 3000 litros, equivalente a carga do equipamento. Toda a irrigação foi cessada ao término da etapa termofílica.



Figura 4.26- Recirculação de lixiviado nas leiras de compostagem

## 4.4.5.5.1 Montagem da compostagem na etapa 9

As características médias dos substratos sólidos brutos utilizados nas leiras da etapa 9 estão apresentadas na tabela 4.8.

Tabela 4.8 - Características dos substratos sólidos (etapa 9)

Substrato	pH	Umidade	MO	CO	N	C:N
Resíduo de podas	8,9	49	39	20	1,00	20:1
Resíduo de supermercado	3,7	82	96	35	1,30	27:1
CEASA	4,5	90	92	43	2,00	22:1
Resíduo orgânico domiciliar	6,8	66	57	33	1,90	17:1

\* peso seco a 65°C por 48 horas.

Foram montadas três leiras de compostagem revolvidas e irrigadas (LRI), denominadas leiras LRI<sub>1</sub>, LRI<sub>2</sub> e LRI<sub>3</sub>, no período de outubro de 2001 à fevereiro de 2002, cujas quantidades mássicas iniciais de resíduos a processar são apresentadas na tabela 4.9. As frações mássicas (em peso úmido) das respectivas leiras são apresentadas na tabela 4.10.

A pesagem dos resíduos brutos e material humificado foi realizada na balança eletrônica da ETLP, de cada leira ao final de 120 dias, bem como do rejeito (inertes) do peneiramento, para o cálculo da perda de massa em peso úmido e seco dos resíduos na compostagem.

Tabela 4.9 -Quantidades mássicas iniciais dos substratos sólidos na compostagem (etapa 9)

Leira	Início da montagem	Término da montagem	Massa RD	Massa RS	Massa RC	Massa RV	Massa total início da compostagem
LRI <sub>1</sub>	22/10/02	27/10/01	34370	3470	5430	4725	47995
LRI <sub>2</sub>	29/10/01	02/11/01	21000	12820	0	4725	38545
LRI <sub>3</sub>	03/11/01	10/11/01	43515	7580	15200	3600	69895

Obs: RD- Resíduo orgânico domiciliar

RS – Resíduo hortifrutigranjeiro (supermercado)

RC – Resíduo hortifrutigranjeiro (CEASA)

RV – Resíduo verde (podas)

Tabela 4.10- Frações mássicas de resíduos brutos nas leiras de compostagem (etapa 9)

Leira	Resíduo orgânico domiciliar	Resíduo de supermercado	CEASA	Resíduo de podas
(%) em peso úmido				
LRI <sub>1</sub>	72	7	11	10
LRI <sub>2</sub>	55	33	0	12
LRI <sub>3</sub>	62	11	22	5

Nesta etapa objetivou-se avaliar as características químicas do composto orgânico produzido na compostagem tipo “windrow” em leiras de grandes volumes, com revolvimento e irrigação sistemáticos, onde são misturados aos resíduos orgânicos domiciliares, resíduos verdes de podas urbanas e resíduos orgânicos de companhias de abastecimento de alimentos (CEASA e supermercados) em proporções previamente estabelecidas.

Tendo em vista a avaliação global do processo de compostagem em termos de eficiência, ou seja, do período necessário para estabilização da matéria orgânica em leiras de grandes volumes utilizou-se as mesmas alturas de leiras da UTC de Porto Alegre com sistema tipo “windrow”, as quais possuem volumes de 50 a 150 metros cúbicos e em torno de 3 metros de altura. Em área sujeita as intempéries, realizou-se também o balanço de massa do processo.

#### 4.4.5.5.2 Monitoramento dos experimentos da compostagem na etapa 9

Foram coletadas amostras compostas das diferentes leiras, de material orgânico bruto e humificado. Os procedimentos analíticos constituíram-se em: análises da temperatura de cada leira, temperatura ambiente, precipitação pluviométrica e análise físico-químicas dos substratos sólidos (tabela 4.11).

Tabela 4.11- Parâmetros analisados nas amostras sólidas da compostagem (etapa 9)

Parâmetro	Método*	Unidade	Frequência
Temperatura	direto: term. bimetálico	°C	3 vezes por semana
pH	potenciométrico- Ag/AgCl	-	Início/término
Umidade	secagem à 65°C por 48 horas	%	Início/término
MO	calcinação a 550°C	% (PS)	Início/término
CO	titulometria	% (PS)	Início/término
N	Digestão/destilação p/ Kjeldahl	% (PS)	Início/término

\* APHA (1996) e Tedesco et al. (1995)

#### 4.4.5.3 Montagem dos experimentos da compostagem (etapa 10)

A montagem das leiras da Etapa 10 foi realizada da mesma forma que a etapa 9. Esta etapa foi iniciada no período de inverno, com término da montagem das leiras em 18 julho de 2002. O principal objetivo desta etapa da compostagem foi avaliar a influência da irrigação na decomposição de resíduos orgânicos em compostagem.

Montou-se três leiras de compostagem, assim denominadas: leira com frequência regular de irrigação (LIR), leira sem irrigação (LSI) e leira com irrigação controlada (LIC). Promoveu-se a aeração pelo revolvimento sistemático em todas as leiras, utilizando uma retroescavadeira, conforme procedimentos padrões apresentados anteriormente, ou seja, as leiras foram revolvidas três vezes por semana durante a etapa termofílica. A leira LIR foi irrigada duas vezes por semana durante a etapa termofílica, a leira LSI não foi irrigada e a leira LIC, quando a umidade atingisse valores abaixo de 40%. Não era realizada a irrigação na ocorrência de chuvas durante 48 horas. A figura 4.27 mostra as leiras LIR, LSI e LIC em processo de estabilização no pátio de compostagem da UTC.



Figura 4.27 - Leiras LIR, LSI e LIC da Etapa 10

As características médias dos substratos sólidos brutos utilizados nas leiras da Etapa 10 estão apresentadas na tabela 4.12.

Tabela 4.12- Características dos substratos sólidos (Etapa 10)

Substrato	pH	Umidade %	% (em peso seco)			
			MO	CO	N	C:N
Resíduo de podas	7,6	44	92	43	1,7	26:1
Resíduo de supermercado	4,0	84	81	45	2,0	23:1
Resíduo orgânico domiciliar	5,6	74	81	45	0,8	56:1

\* peso seco a 65°C por 48 horas.

A tabela 4.13 apresenta as quantidades mássicas de cada substrato utilizado, bem como a quantidade total de resíduos em cada uma delas, sendo os resíduos pesados em balança eletrônica.

Tabela 4.13- Quantidades mássicas utilizadas na compostagem (etapa 10)

Resíduo	Leira LIR		Leira LSI		Leira LIC	
	kg	%	kg	%	kg	kg
Resíduo orgânico domiciliar	60010	81	60140	79	59923	78
Resíduos de podas	11490	15	12790	17	13670	18
Resíduo orgânico de supermercado	2940	4	3240	4	2850	4
Total	74440		76170		76443	

\*em peso úmido

#### 4.4.5.5.4 Monitoramento dos experimentos da compostagem na etapa 10

A da bioestabilização da matéria orgânica foi observada pelo acompanhamento do perfil das temperaturas nas três leiras de compostagem (leiras LIR, LSI e LIC). Os procedimentos analíticos constituíram-se em: análises da temperatura de cada leira, temperatura ambiente, precipitação pluviométrica e análise físico-químicas dos substratos sólidos (Tabela 4.14). Na Etapa 10 mediu-se também o pH das amostras sólidas da compostagem.

De acordo com as proporções utilizadas de cada substrato orgânico nas leiras de compostagem, obteve-se relação C:N inicial nas leiras próximas a 15. Os resultados de pH, MO, CO, umidade, N e C:N no início do processo foram obtidos da proporcionalidade dos substratos brutos e suas características (Tabela 4.15).

Tabela 4.14- Parâmetros analisados nas amostras sólidas da compostagem (etapas 10 e 11)

Parâmetro	Método*	Unidade	Frequência
Temperatura	direto: term. Bimetálico	°C	3 vezes por semana
Umidade	secagem à 65°C por 48 horas	%	semanal
MO	calcinação a 550 °C	% (PS)	Início/término
CO	titulometria	% (PS)	Início/término
N	destilação p/ Kjeldahl	% (PS)	Início/término

APHA (1996) e Tedesco et al. (1995)

Tabela 4.15- Análises iniciais na compostagem (etapa 10)

Leira	pH	C:N	Umidade	MO	CO	N
			% (em peso seco)			
LIR	5,9	15:1	51	56	18	1,2
LSI	5,9	15:1	54	76	22	1,4
LIC	5,9	14:1	58	76	25	1,8

\* peso seco a 65°C por 48 horas.

#### 4.4.5.5 Montagem dos experimentos da compostagem (etapa 11)

Com o mesmo objetivo da Etapa 10, avaliou-se o desempenho do processo de decomposição da matéria orgânica com a variação da frequência de irrigação no período de verão. O início da montagem das leiras foi em 15 e 16 de março de 2003 e o término da montagem em 21 e 22 de março deste ano, das duas leiras, respectivamente. As leiras desta etapa foram denominadas da seguinte forma: leira irrigada uma vez por semana (LI1) e leira irrigada duas vezes por semana (LI2). A tabela 4.16 apresenta as quantidades mássicas de cada substrato utilizado, bem como a quantidade total de resíduos em cada uma delas, os resíduos foram pesados na balança eletrônica da Estação de Transbordo do DMLU.

Tabela 4.16- Quantidades mássicas utilizadas dos substratos sólidos na compostagem (etapa 11)

Resíduo	Leira LI1		Leira LI2	
	kg	%	kg	%
Resíduo orgânico domiciliar	30690	74	30789	76
Resíduos de podas	6560	16	6620	16
Resíduo orgânico de supermercado	4410	10	3000	8
Total	41660		40409	

Nas leiras LI1 e LI2 foram avaliadas a eficiência do processo de biodegradação e as características do composto em leiras revolvidas e irrigadas com diferentes frequências no verão, ou seja, com a etapa inicial da compostagem em período de baixa pluviosidade e maior temperatura ambiente. A figura 4.28 mostra a fotografia das leiras montadas na Etapa 11 da compostagem.



Figura 4.28- Leiras LI1 e LI2 da compostagem (Etapa 11)

#### 4.4.5.5.6 Monitoramento dos experimentos da compostagem (etapa 11)

O monitoramento da bioestabilização da matéria orgânica foi observado pelo acompanhamento do perfil das temperaturas nas duas leiras de compostagem, principalmente. Outras análises físico-químicas também foram realizadas para acompanhamento do processo (Tabela 4.15).

As amostras dos substrato sólidos da compostagem no início do processo foi coletada após uma semana da montagem. Os resultados das análises da primeira amostragem das leiras são apresentados na tabela 4.17.

Tabela 4.17- Variáveis de controle da compostagem (Etapa 11) no início do processo

Leira	MO	CO	Umidade	N	C:N
	% ( em peso seco)				
LI1	70	21	41	1,5	14:1
LI2	74	17	47	1,2	14:1

\* peso seco a 65°C por 48 horas

## 4.5 AVALIAÇÃO DE LIXIVIADOS EM SISTEMAS DE COMPOSTAGEM

Nos experimentos da compostagem nas etapas 1, 3 e 5, avaliou-se a lixiviação de substâncias orgânicas e inorgânicas durante a estabilização da matéria orgânica.

Nas etapas 1 e 3 da compostagem com leiras de pequenos volumes e em áreas descobertas, foi realizada a rega das mesmas, uma vez por semana, para manter a umidade necessária ao processo. Manualmente foram distribuídos semanalmente 100 litros de água em cada leira, acompanhando-se a umidade durante o processo. Na ocorrência de chuvas a irrigação era suspensa.

Na etapa 5 da compostagem em leiras de pequenos volumes e área com cobertura para evitar a incidência das chuvas nas mesmas, possibilitou-se o controle efetivo da umidade no processo. Nesta etapa, o controle da umidade foi mais intenso pois houve a secagem dos materiais em decomposição pela altas temperaturas produzidas. As regas foram realizadas sistematicamente, com o acompanhamento da umidade, para manter a umidade na faixa ideal de 55%. Conforme citado anteriormente, adotou-se irrigação semanal de 100 litros em cada leira, 150 litros quando umidade anterior estivesse na faixa de 40 a 55% e 200 litros quando estivesse abaixo de 40 %.

Foi realizado o acompanhamento da produção de lixiviados em pátio de compostagem de resíduos sólidos urbanos na Unidade de Triagem e Compostagem (UTC) do DMLU. Paralelamente a este estudo, foi avaliada a eficiência de tratamento em banhados construídos para lixiviados de pátio de compostagem .

### 4.5.1 Avaliação dos lixiviados da compostagem nas etapas 1, 3 e 5

As amostras foram coletadas e analisadas no IPH (Figura 4.29). Os líquidos percolados das leiras foram coletados para a análise físico-química das variáveis apresentadas na tabela 4.18.

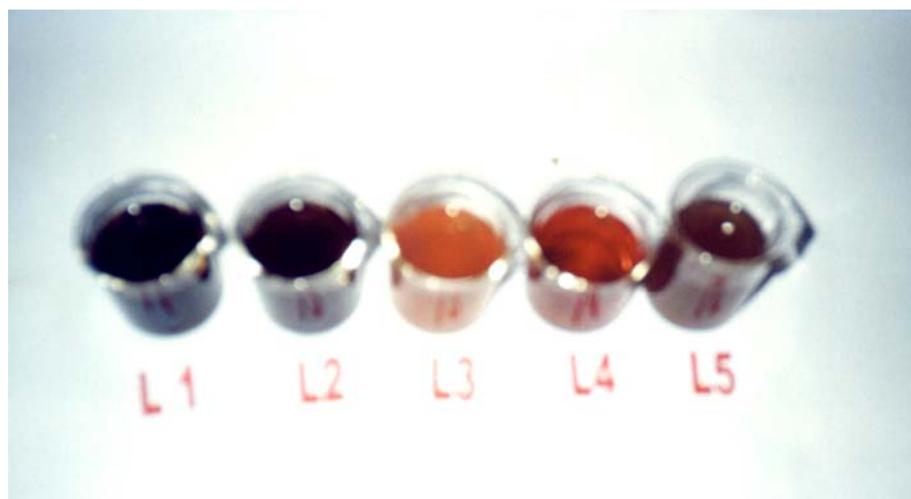


Figura 4.29- Lixiviados coletados nas leiras de compostagem em pequenos volumes

Tabela 4.18- Parâmetros estudados nos experimentos da compostagem em pequenos volumes, amostras líquidas, método, unidade e frequência de análise

Parâmetro	Método*	Unidade	Frequência
Condutividade	potenciométrico	µmhos/cm	Semanal
pH	potenciométrico- Ag/AgCl	-	Mensal
DQO	refluxo fechado/titulométrico	mg/L	Semanal-etapas 1, 3 e 5
N	destilação p/ Kjeldahl	mg/L N	Semanal
NH <sup>+</sup> <sub>4</sub>	destilação/titulométrico	mg/L N	Semanal
NO <sup>-</sup> <sub>3</sub> +NO <sup>-</sup> <sub>2</sub>	destilação/titulométrico	mg/L N	Semanal
P	espectrofotometria	mg/L P	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
S	espectrofotometria	mg/L S	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
K	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Ca	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Mg	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Cu	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Zn	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Mn	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Na	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Fe	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Cd	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Cr	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapas 3, 5
Ni	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapa 3,5
Pb	absorção atômica	mg/L	Semanal Etapa 1 Quinzenal etapa 3,5

- APHA (1996)

#### 4.5.2 Avaliação dos lixiviados gerados no pátio de compostagem da UTC

Todos os lixiviados gerados no pátio de compostagem da UTC do DMLU são coletados e armazenados em quatro tanques (1, 2, 3 e 4) impermeabilizados com PEAD para serem encaminhados ao tratamento ou recirculação nas leiras de compostagem.

Foi realizado o monitoramento no tanque nº 1, que coleta os lixiviados gerados em dois patamares do pátio de compostagem da UTC (patamares A e B), com capacidade de 160 m<sup>3</sup>. Estes patamares possuem uma área total de 5076 m<sup>2</sup>. Nestes patamares são processadas 1500 toneladas de resíduos orgânicos (média).

A figura 4.30 mostra um dos patamares (A), de onde são drenados os lixiviados para o tanque de armazenamento nº 1.



Figura 4.30 -Patamar A do pátio de compostagem

As variáveis, locais e frequências utilizados no monitoramento dos lixiviados gerados no tanque nº 1 são apresentados na tabela 4.19. O monitoramento dos lixiviados em escala real iniciou em maio de 2002 com conclusão em maio de 2003. Planejou-se o período mínimo de um ano para acompanhar as variações climáticas, bem como os diversos períodos de estabilização da matéria orgânica.

Tabela 4.19- Variáveis estudadas nos experimentos da compostagem em grandes volumes, amostras líquidas, método, unidade, local e frequência de análise

Parâmetro	Método*	Unidade	Local - Frequência
Condutividade	potenciométrico	micromhos/cm	IPH - Semanal
Cor	colorímetro/comparação visual	-	IPH - Semanal
Turbidez	turbidímetro/nefelométrico	mg/L de Pt	IPH - Semanal
pH	potenciométrico- Ag/AgCl	UNT	IPH - Semanal
Potencial redox	potenciométrico	mV	IPH - Semanal
Sólidos totais a 105°C	gravimétrico	mg/L	IPH - Semanal
Sólidos totais fixos a 550°C	gravimétrico	mg/L	IPH - Semanal
Sólidos totais voláteis a 550°C	gravimétrico	mg/L	IPH - Semanal
Salinidade	potenciométrico		IPH - Semanal
Alcalinidade	titulométrico	mg/L CaCO <sub>3</sub>	IPH - Semanal
DBO	incubação/oxtop	mg/L O <sub>2</sub>	IPH - Semanal
Ácidos graxos voláteis	titulometria de neutralização	mg/L HAC	Laborq. Mensal
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	destilação/titulometria	mg/L N-NH <sub>3</sub>	IPH - Semanal
N	destilação p/ Kjeldahl	mg/L	IPH - Semanal
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	destilação/titulometria	mg/L N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	IPH - Semanal
P	espectrofotometria	mg/L P	IPH-semanal
Cd	absorção atômica	mg/L Cd	Laborq. Mensal
Ca	absorção atômica	mg/L Ca	Laborq. Mensal
Pb	absorção atômica	mg/L Pb	Laborq. Mensal
Cu	absorção atômica	mg/L Cu	Laborq. Mensal
Cr	absorção atômica	mg/L Cr	Laborq. Mensal
Fe	absorção atômica	mg/L Fe	Laborq. Mensal
Mn	absorção atômica	mg/L Mn	Laborq. Mensal
Hg	absorção atômica – vapor frio	mg/L Hg	Laborq. Mensal
Ni	absorção atômica	mg/L Ni	Laborq. Mensal
K	espectrof. de emissão atômica	mg/L K	Laborq. Mensal
Na	espectrof. de emissão atômica	mg/L Na	Laborq. Mensal
Zn	espectrof. de emissão atômica	mg/L Zn	Laborq. Mensal
Coliformes fecais	tubos múltiplos	NMP/100ml	Laborq. Mensal

APHA (1996), Laborq. Laboratório Laborquímica contratado pelo DMLU

## 4.6 BANHADO CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DOS LIXIVIADOS DA COMPOSTAGEM

### 4.6.1 Montagem do banhado construído

#### 4.6.1.1 Local do experimento

Em local adjacente ao tanque 1 do pátio de compostagem da UTC foram construídos 5 (cinco) banhados de fluxo subsuperficial, de forma que fossem abastecidos por gravidade. A área utilizada para a instalação dos banhados foi terraplanada e escavada para instalação do sistema.

A figura 4.31 apresenta o croqui de localização dos banhados construídos no pátio de compostagem da UTC.

#### 4.6.1.2 Sistema construtivo dos banhados

Dos cinco banhados construídos, utilizou-se quatro para tratar o lixiviado. Nestes foi adotado o mesmo tratamento, ou seja, quatro repetições. O terceiro banhado em ordem de construção continha apenas brita como substrato (banhado branco).

Para que fosse possível construir os cinco banhados no local previsto utilizou-se a dimensão de cada banhado de 12 metros de comprimento e 2 metros de largura, ficando a área útil de banhado com 20 metros quadrados, descontando-se as áreas de entrada e saída. A profundidade utilizada foi de 50 centímetros em cada banhado, o substrato tinha uma camada de 45 centímetros. Foi adotada a inclinação de 0,5 % no fundo dos banhados.

Após a escavação das trincheiras, foi realizado o nivelamento dos banhados e posteriormente a colocação da manta PEAD (polietileno de alta densidade) de 0,5 mm (Figuras 4.32 e 4.33). Procedeu-se, logo em seguida, o enchimento do banhado com meio filtrante (camada suporte para as plantas) com brita 01 (D = 1 cm) (Figura 4.34).

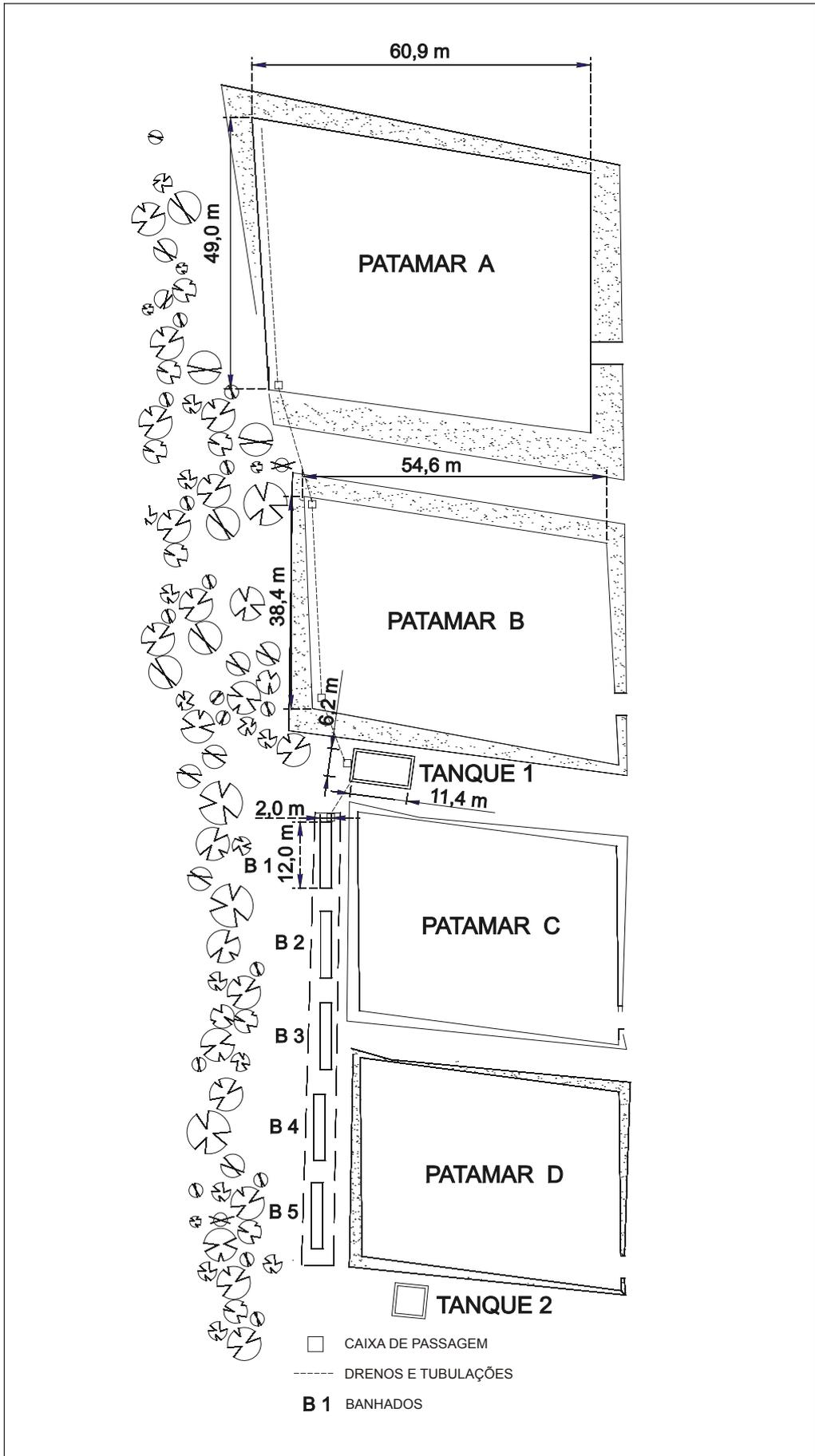


Figura 4.31- Croqui de localização dos banhados construídos no pátio de compostagem



Figura 4.32 - Escavação dos banhados



Figura 4.33 - Banhado construído para o experimento

Na entrada e saída de cada sistema, foram instalados drenos de brita grossa ( $D=10$  cm) separados do leito com tijolo perfurado. Apenas na entrada, ao longo da brita grossa, foi colocada uma tubulação perfurada (PVC 100 mm) para distribuir igualmente o fluxo de água (Figura 4.34).



Figura 4.34 - Detalhe da entrada do banhado

As figuras 4.35 e 4.36 apresentam os detalhes construtivos do sistema de tratamento implantado. O nível de água dos leitos foi mantido em 30 cm. A drenagem e manutenção dos níveis dos banhados foram controlados através da instalação de tubulações de nível (Figura 4.37).

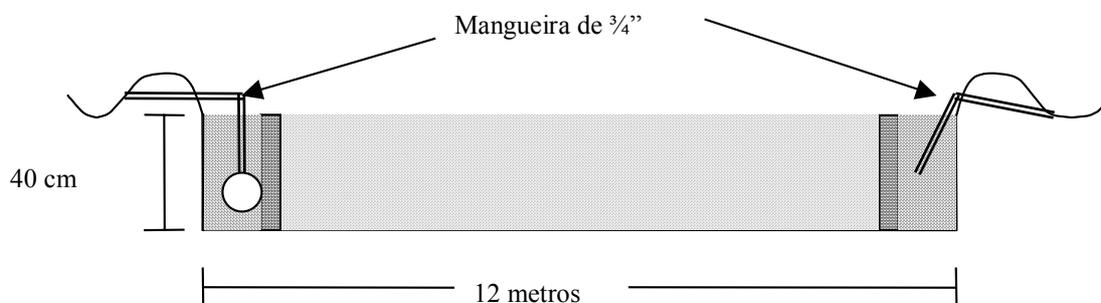


Figura 4.35- Croqui de instalação dos banhados construídos

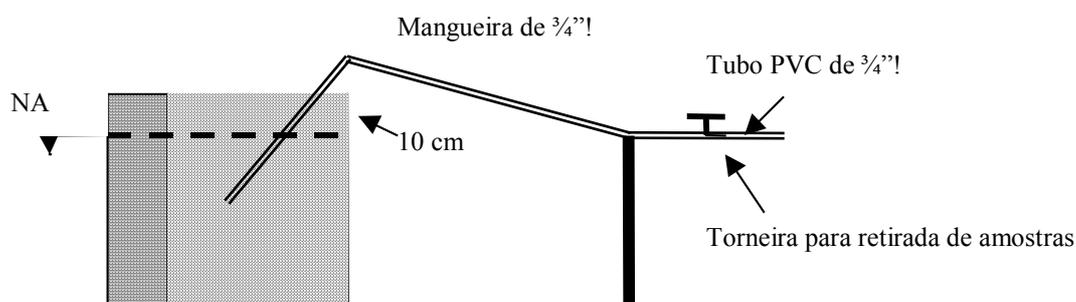


Figura 4.36- Detalhes construtivos da saída de efluente de cada banhado



Figura 4.37- Detalhe construtivo da saída do banhado

O efluente (lixiviado) proveniente do pátio de compostagem (patamares A e B) que é armazenado no tanque nº 01 foi drenado por gravidade até as caixas de entrada (caixas de PEAD, com capacidade e 1 m<sup>3</sup>) situadas a montante de cada banhado. Cada caixa recebia

simultaneamente o lixiviado, sendo este conduzido ao sistema de tratamento, por meio de tubulações flexíveis (mangueiras de 3/4") e registros para controle da vazão. Na entrada e saída de cada banhado foram instaladas torneiras para retirada de amostras dos afluentes e efluentes dos sistemas.

#### 4.6.2 Macrófitas aquáticas

No experimento de banhado construído para tratamento de lixiviados de pátio de compostagem foi utilizada a espécie *Thypha latifolia*. Os propágulos da planta foram coletados no banhado natural, localizado na Av. Bento Gonçalves, próximo ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Utilizou-se a mesma metodologia adotada por Leite (1999), em que após a coleta, os propágulos foram lavados em água corrente para remoção dos resíduos aderidos à planta e a parte aérea foi seccionada a uma altura de 40 cm partir do rizoma (Figura 4.38).



Figura 4.38- Plantio das mudas no banhado construído

O plantio das macrófitas iniciou-se em dezembro de 2001, sendo que o talo principal da maioria das plantas morreu e nasceram mudas através das raízes. Devido ao nascimento irregular de mudas através das raízes, procedeu-se a regularização de plantas no banhado. A densidade inicial de plantas utilizada em cada banhado foi de 10 mudas por metro quadrado. O desenvolvimento das plantas foi até maio de 2002, sendo que até este período foi colocada apenas água limpa para manter as plantas submersas (Figuras 4.39 e 4.40). Também, durante o plantio foi necessária a construção de cerca de proteção para evitar a entrada de animais.



Figura 4.39 - Plantas crescidas nos banhados



Figura 4.40- Plantas em crescimento no banhado

Em 16 de maio de 2002 foi iniciado o lançamento do lixiviado nos sistemas de tratamento. Inicialmente foi colocado o lixiviado diluído a 50%, com água, para aclimatação (200 L/d). No dia 23 deste mês, os banhados começaram a ser alimentados com 200 L/dia de lixiviado bruto. A partir de 25 de maio passou-se a alimentar os banhados com 400 L/d e de 17 de janeiro de 2003 a 18 de maio de 2003, a vazão nos banhados passou a ser de 214,3 L/d,

ou seja 500 litros, três vezes por semana. A figura 4.41 mostra o sistema estabelecido após 6 meses de operação.



Figura 4.41- Sistema de banhado construído estabelecido

#### 4.6.3 Carga hidráulica

A carga hidráulica inicialmente utilizada em cada sistema foi de  $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  ( $10 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) que corresponde a  $1 \text{ cm/d}$  de profundidade no banhado construído. Partiu-se de uma carga hidráulica relativamente inferior as cargas normalmente utilizadas para sistemas de tratamento de esgotos domésticos através de banhados, devido as altas concentrações de matéria orgânica dos lixiviados do pátio de compostagem da UTC. A tabela 4.20 apresenta as cargas hidráulicas utilizadas no sistema. Nos últimos três meses de monitoramento a carga hidráulica foi reduzida para melhorar a eficiência do tratamento.

Tabela 4.20- Cargas hidráulicas utilizadas no sistema de banhados construídos

Cargas	Data	L/d	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
Carga 1	17/05/2002	200	0,01
Carga 2	20/06/2002	400	0,02
Carga 3	17/01/2003	214,3	0,01

A alimentação do sistema foi semi-contínua, com a vazão mínima permitida pelo sistema implantado, foi possível drenar 200 litros em 3 horas e os 400 litros em 5 horas, de modo que não houvesse obstrução na alimentação. Esta forma de abastecimento não afetou o sistema, pois o tempo de detenção hidráulico é alto no início do tratamento (em torno de 13

dias). As referências (USEPA, 1999) indicam que de 6 a 7 dias tem sido reportado como tempo ótimo para tratamento de efluentes primários e secundários.

#### 4.6.4 Monitoramento do experimento de banhado construído

O monitoramento dos sistema de banhados construídos foi realizado no período de 17 de maio de 2002 a 20 de maio de 2003. A tabela 4.19 apresentada anteriormente relaciona as variáveis, locais e frequências utilizados no monitoramento do afluente e efluentes de cada banhado construído.

### 4.7 ANÁLISE DOS DADOS

Para a análise dos dados utilizou-se a observação dos resultados plotados em gráficos e os resultados calculados por médias e percentuais.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A compostagem de resíduos sólidos domiciliares tem sido desenvolvida pelos órgãos municipais de forma simplificada (revolvimento mecânico) após a triagem manual dos recicláveis e rejeitos em esteiras de triagem. No entanto, muitos aspectos relacionados às características dos resíduos brutos, as formas e controles operacionais da compostagem devem ser avaliados para tornar estes sistemas eficientes. Outros aspectos de elevada importância são os impactos ambientais da compostagem, tais como a produção de lixiviados e odores.

Avalia-se que a compostagem é uma alternativa viável para reaproveitamento da matéria orgânica e redução de resíduos destinados a aterros sanitários. Em vista disto, este estudo avaliou o desempenho do processo em leiras de pequenos e grandes volumes, bem como a produção de lixiviados e a aplicabilidade de sistemas de banhados construídos para este tipo de efluente. Nos experimentos foi avaliada a compostagem como alternativa de tratamento de resíduos de difícil biodegradação, resíduos verdes de podas urbanas, também presentes nos resíduos sólidos domiciliares. Em pequenos volumes também foi avaliada a vermicompostagem de resíduos compostados.

### **5.1 DESEMPENHO DA COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM**

#### **5.1.1 Compostagem em leiras de pequenos volumes (etapas 1, 3 e 5)**

As etapas 1, 3 e 5 corresponderam às leiras de 500kg, 900kg e 1500kg, respectivamente. Na primeira etapa foram observadas 9 leiras com diferentes proporções de substratos de resíduos verdes de podas urbanas, lodo e resíduos da CEASA e nas outras duas etapas, 5 leiras, também com proporções diferenciadas dos mesmos substratos sólidos.

Foram avaliadas a temperatura, a umidade e o tempo de decomposição de resíduos orgânicos urbanos compostados em escala piloto. Paralelamente, acompanhou-se as transformações físicas, químicas e biológicas durante o processo de decomposição dos substratos orgânicos.

Os dados analíticos da composição físico-química e biológica das amostras brutas dos resíduos verdes (podas), dos resíduos da CEASA e do lodo compostados nas etapas 1, 3 e 5 estão apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Análises físico-químicas e biológicas das amostras brutas nos experimentos da compostagem

Parâmetros	Etapa 1			Etapa 3			Etapa 5		
	Poda	CEASA	Lodo	Poda	CEASA	Lodo	Poda	CEASA	Lodo
Umidade (%)	44	84	74	63	85	-	44	88	55
MO (%)	93	86	60	-	-	-	67	85	22
pH sólido	6,7	7,8	7,5	6,8	6,0	6,5	6,8	5,8	6,6
CTC (me/100g) a	25	57	32	43	42	-	22	56	12
pH da amostra									
N (%)	0,9	2,2	2,9	1,2	2,3	6,4	0,5	2,7	1,7
CO (%)	38	34	18	38	38	-	15	37	17
C:N	42:1	15:1	6:1	32:1	17:1	-	33:1	13:1	10:1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	328	0,11%	0,82%	45	458	-	35	0,12%	0,13
	mg/kg			mg/kg	mg/kg		mg/kg		%
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	44	175	175	19	44	-	24	100	21
(mg/kg)									
P (%)	0,12	0,30	0,70	0,18	0,30	1,60	0,12	0,37	0,30
K (%)	0,34	2,50	0,14	0,84	2,20	2,60	0,51	2,40	0,20
Cd(mg/kg)	0,97	0,64	1,69	<0,62	<0,62	<0,62	<1	<1	<1
Cr (mg/kg)	41	42	36	70	54	280	44	10	40
Ni (mg/kg)	23	23	36	17	19	91	33	8	32
Pb (mg/kg)	15	30	50	15	11	78	23	8	99
Ca (%)	1,10	1,60	0,74	1,50	1,40	1,10	0,62	1,80	0,94
Mg (%)	0,25	0,32	0,32	0,30	0,28	0,72	0,14	0,26	0,24
B (mg/kg)	35	35	36	36	35	66	20	20	14
Cu (mg/kg)	8	23	133	13	22	178	13	6	129
Zn (mg/kg)	59	65	478	53	59	531	162	43	588
Mn (mg/kg)	286	234	206	194	207	352	242	142	110
Na (mg/kg)	500	0,10%	513	364	0,11%	0,73%	875,00	0,24%	861
Fe (%)	0,60	0,69	0,95	0,40	0,61	1,30	1,40	0,28	1,10
S (%)	0,12	0,34	0,71	0,10	0,30	0,86	0,05	0,65	0,56
Parasitológica (OPC)				ND	ND	ND	ND	ND	ND

### 5.1.1.1 Análise da temperatura nas leiras compostadas nas etapas 1, 3 e 5

Um dos parâmetros mais importantes de controle da compostagem é a temperatura da leira.

Nas etapas 1, 3 e 5 dos experimentos de compostagem, realizadas em diferentes períodos e com quantidades graduadas de massas brutas iniciais, não foram obtidos os mesmos desempenhos no processo de estabilização dos substratos orgânicos. Foram comparados os resultados das temperaturas plotados em gráficos, ao longo do período de biodegradação. Para a análise do desempenho da compostagem também foram monitorados a umidade dos substratos sólidos e as variáveis físico-químicas nas leiras compostadas.

Na etapa 1, com leiras (1 a 9) montadas no final do verão, verificou-se que a temperatura ao início do processo atingiu a faixa de 50 a 60°C em todas as leiras, baixando sensivelmente após o 15º dia, quando esperava-se que a temperatura iria permanecer na fase termofílica por um período mínimo de 30 dias (Figuras 5.1 a 5.9). Observou-se que a temperatura ambiente também baixou, após esse mesmo período. Em todas as leiras da Etapa 1, exceto a leira 3, após os 30 dias de estudo a temperatura da leira esteve abaixo de 40°C, chegando ao final de 90 dias a valores próximos de 15°C, praticamente com a mesma temperatura ambiente.

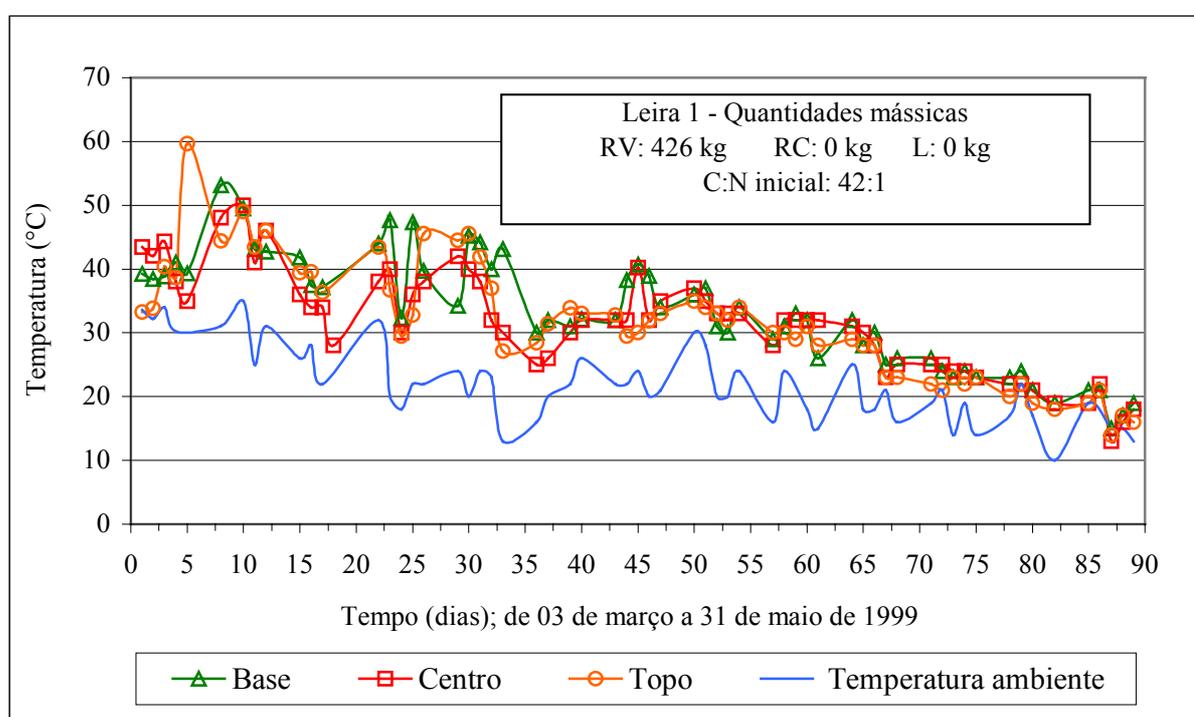


Figura 5.1 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 1: 426 kg)

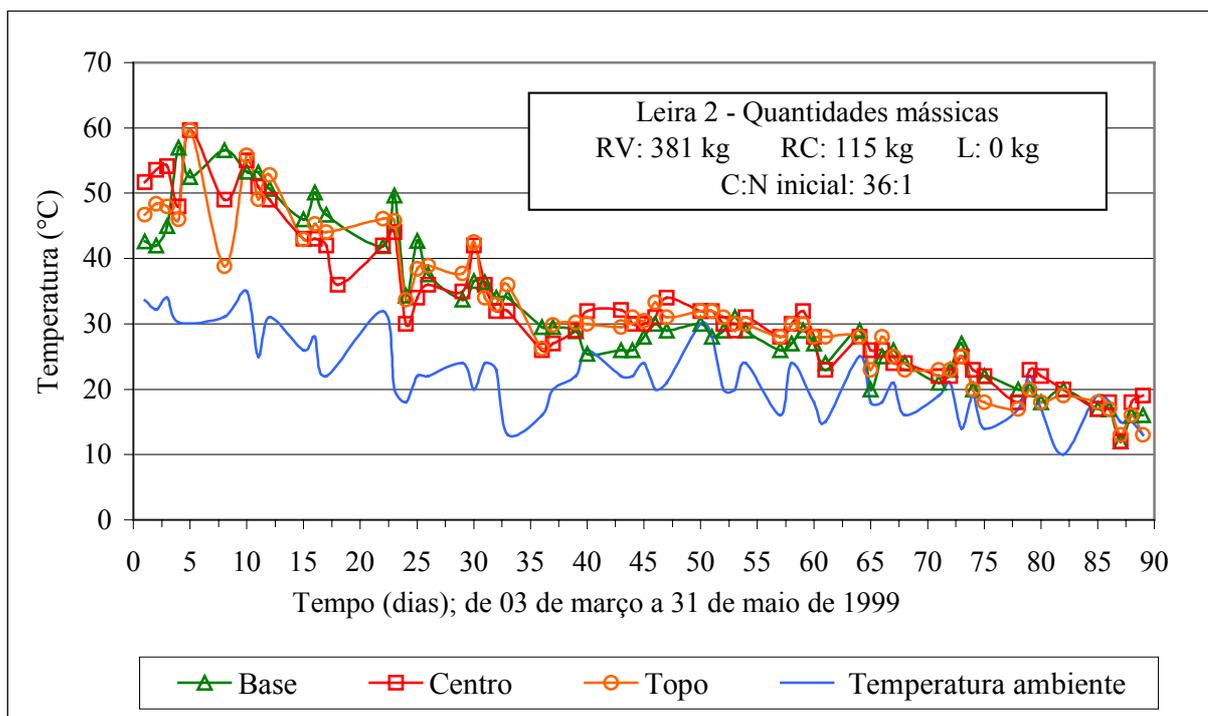


Figura 5.2 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 2: 496 kg)

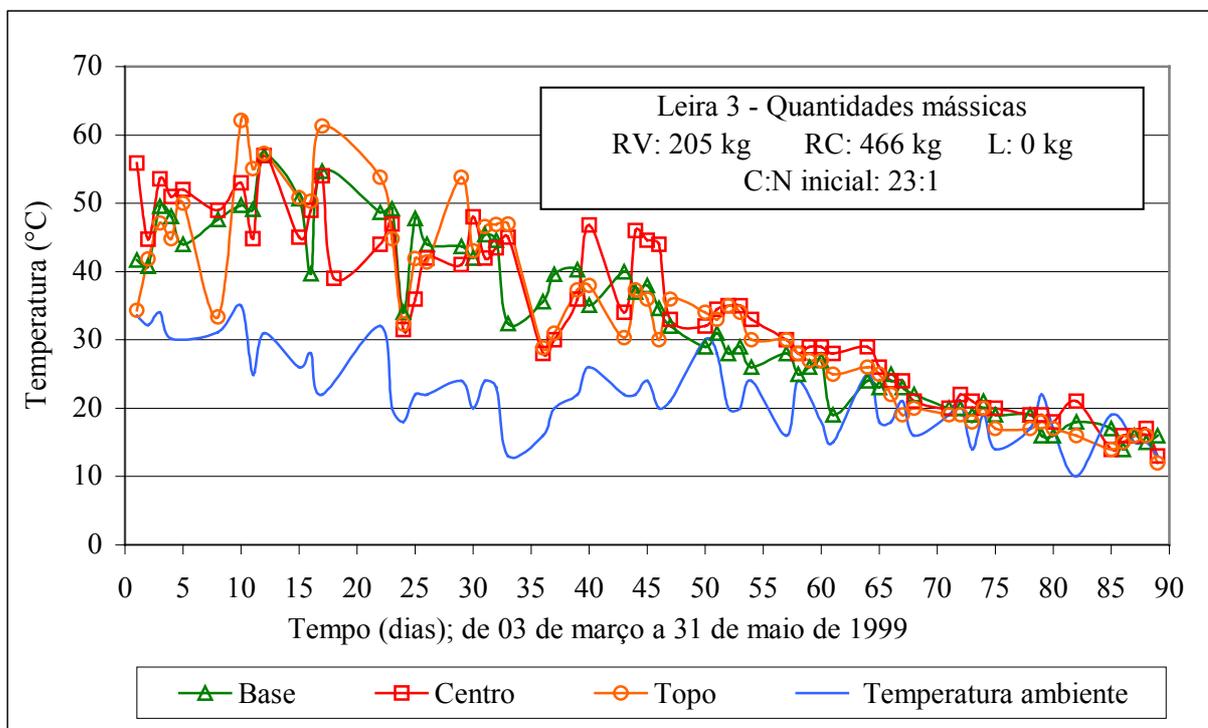


Figura 5.3 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 3: 671 kg)

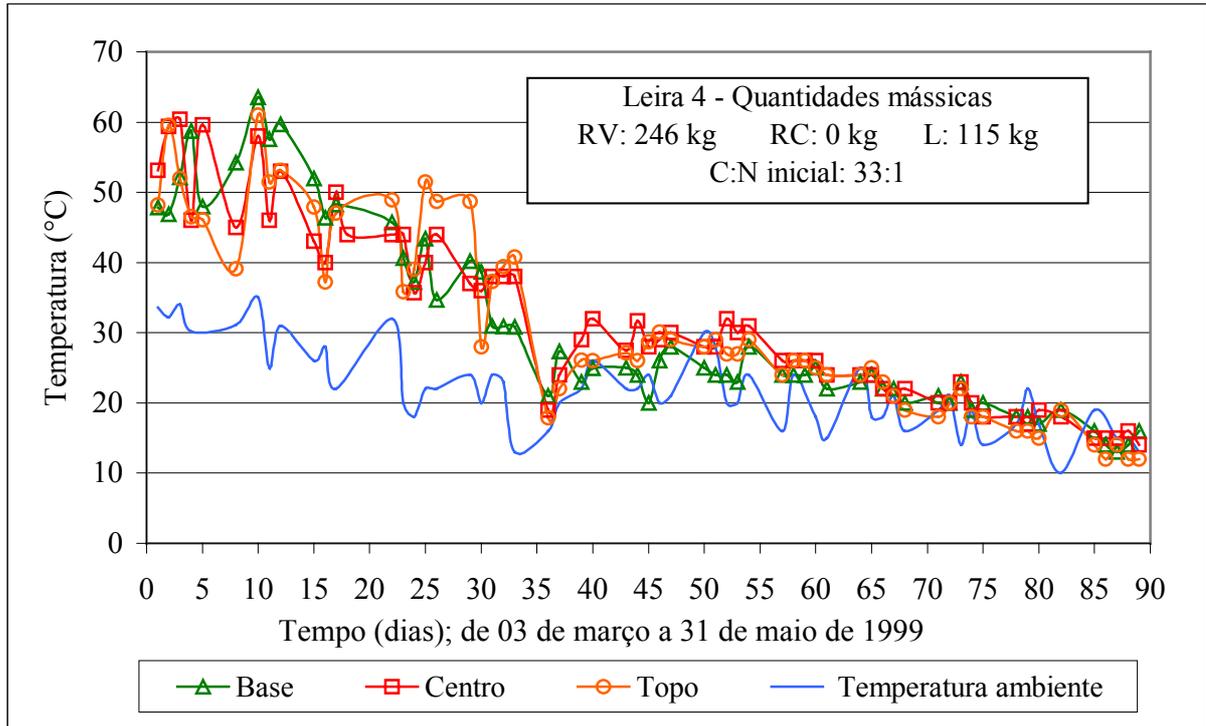


Figura 5.4 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 4: 361 kg)

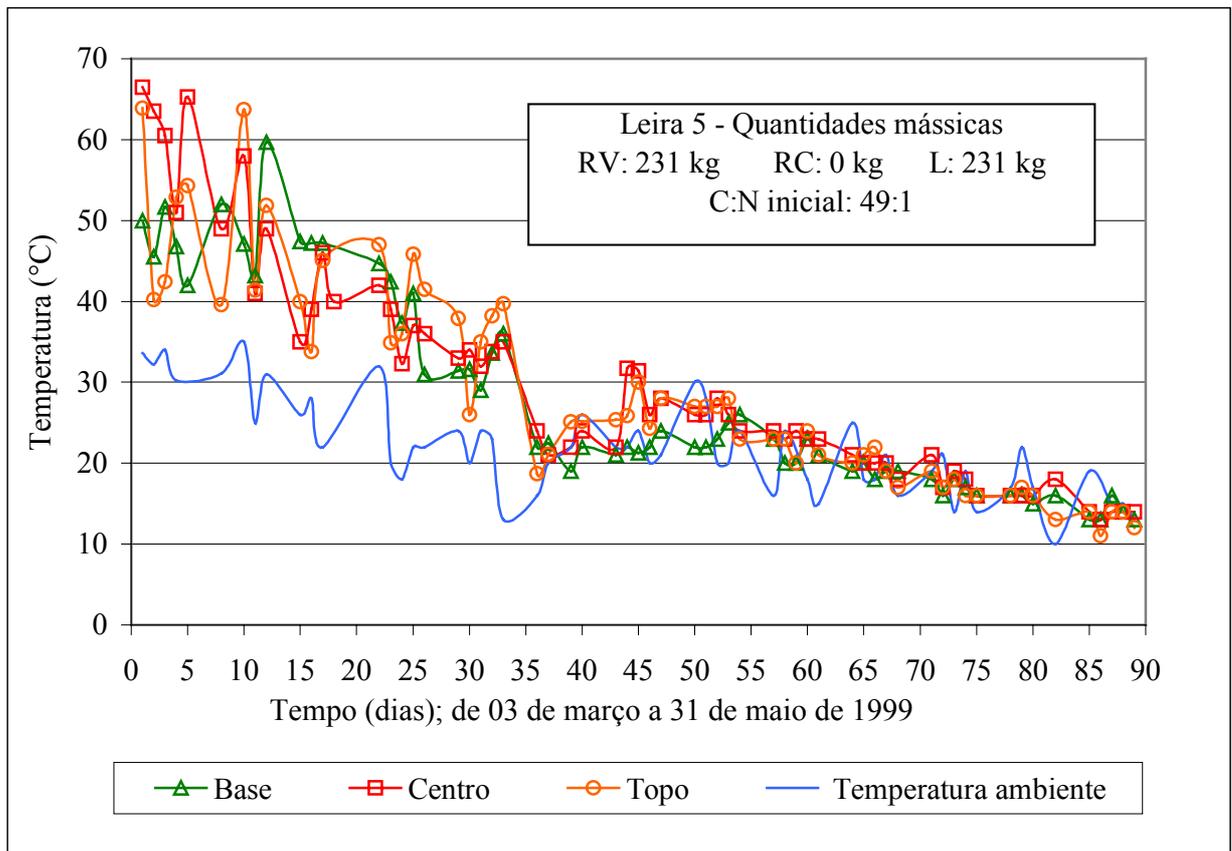


Figura 5.5 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 5: 462 kg)

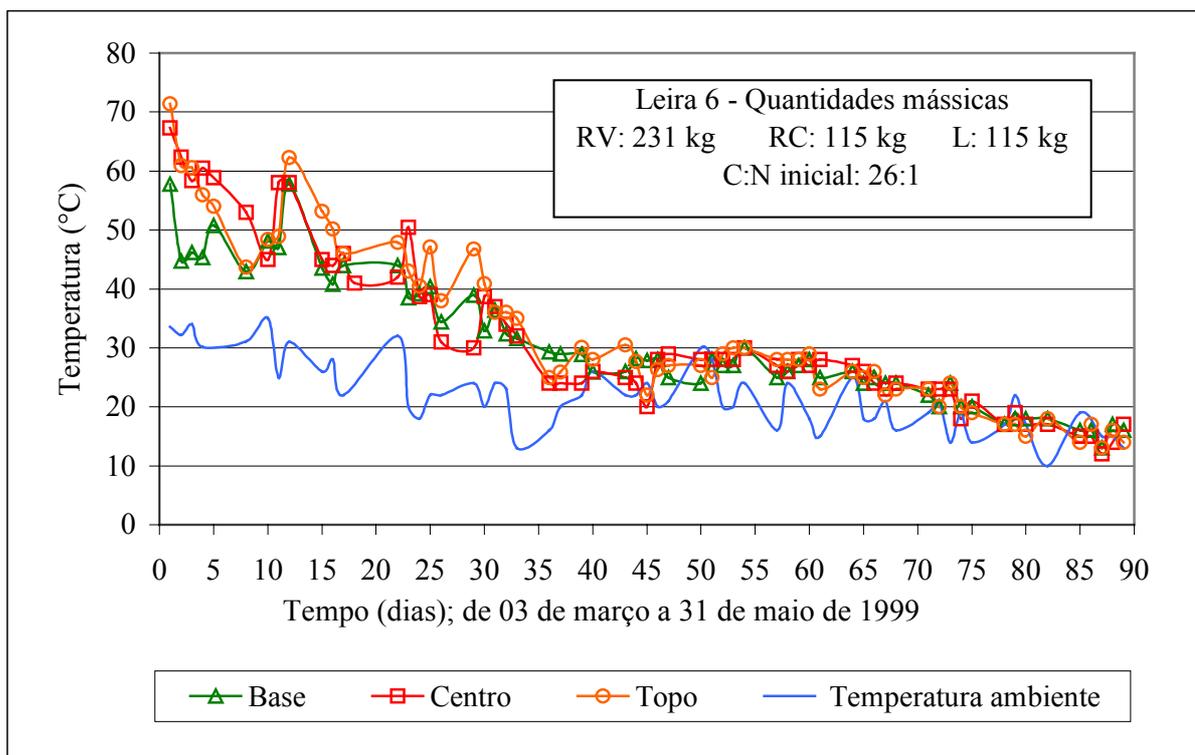


Figura 5.6 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 6: 461 kg)

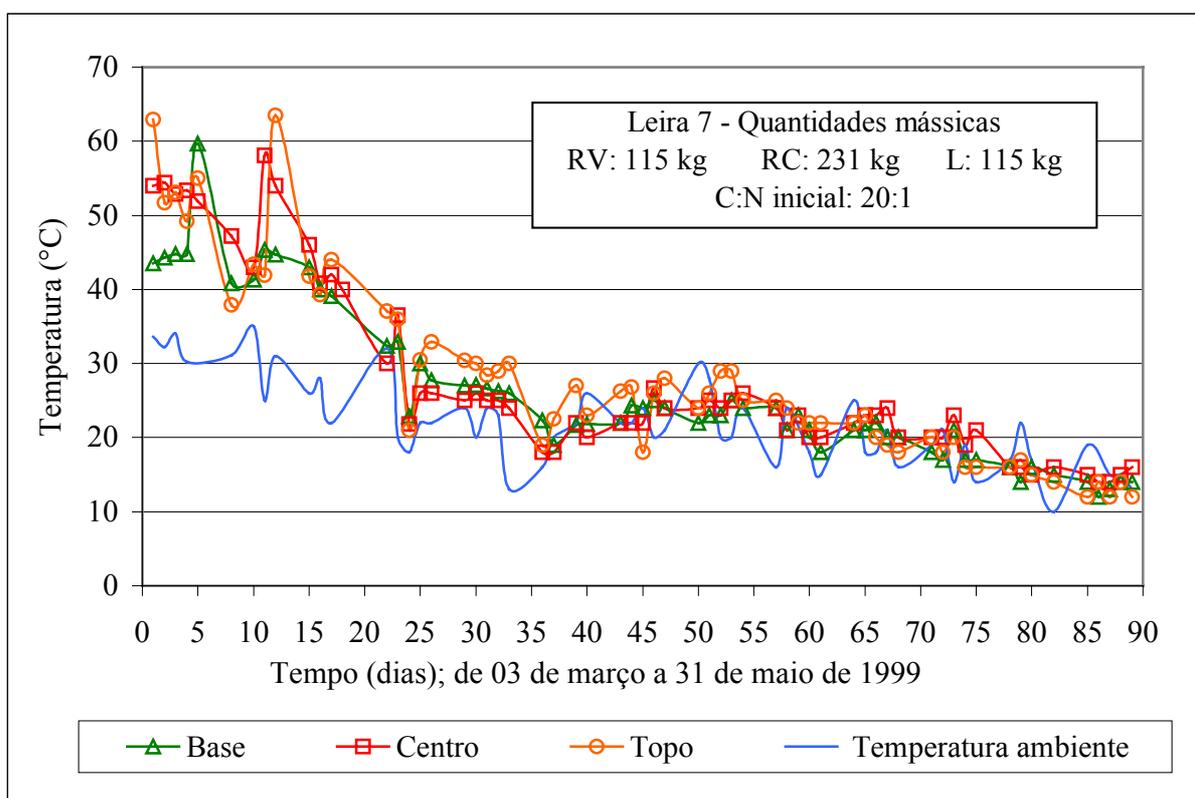


Figura 5.7 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 7: 461 kg)

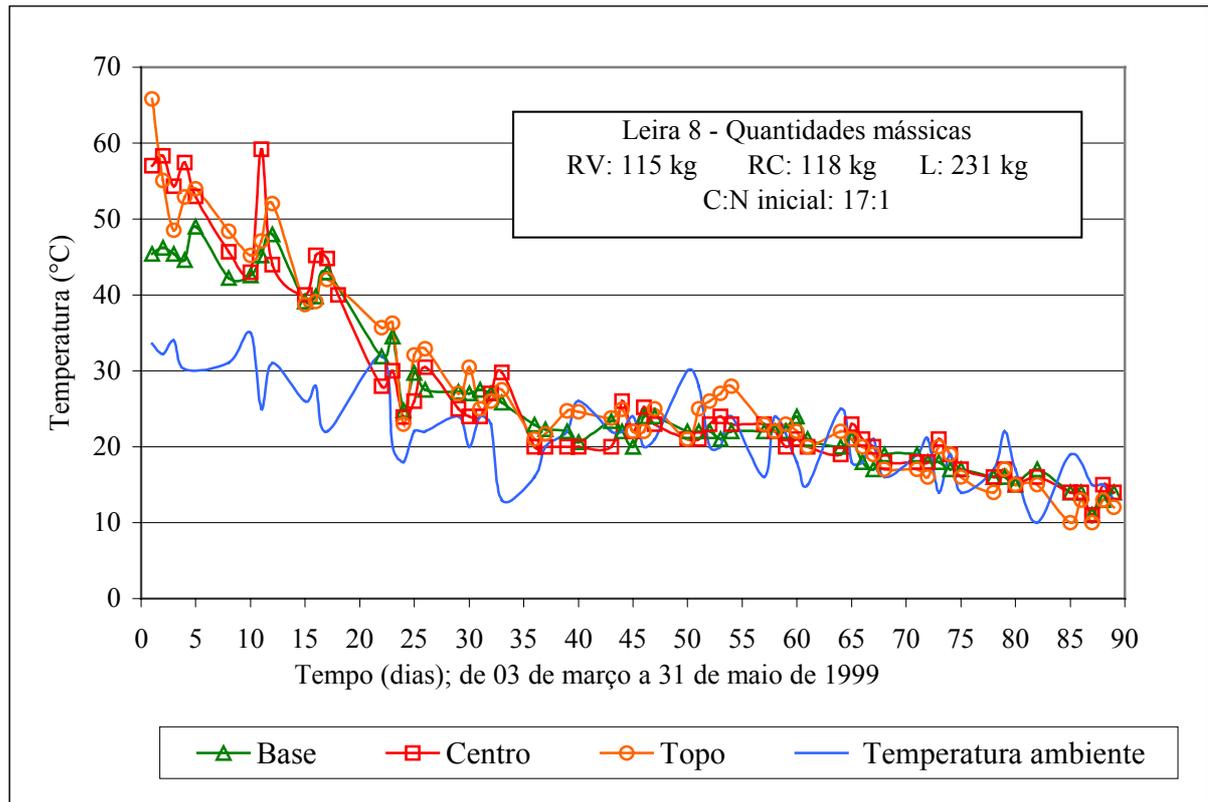


Figura 5.8 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 8: 464 kg)

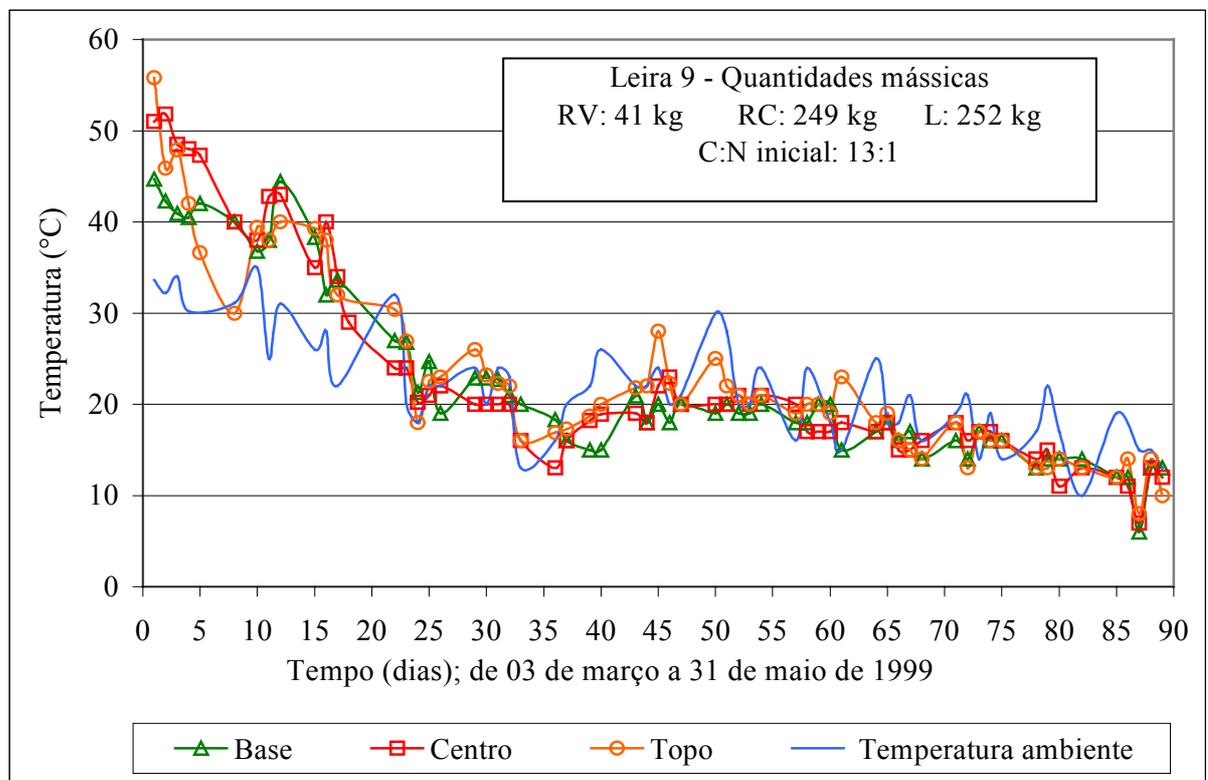


Figura 5.9 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 1 (Leira 9: 542 kg)

As leiras da etapa 1, por possuírem pequeno volume no início do processo, sofreram ação das chuvas que provocaram a compactação das mesmas. Nos primeiros 30 dias, a altura das leiras baixaram 0,20 a 0,50 m. Desta forma, ocorreu a diminuição da aeração, ou seja, foi reduzido o espaço livre de aeração (ELA) que pode ser o fator que desacelerou o processo de biodegradação. Na tabela A90 do anexo estão apresentados os dados pluviométricos nos períodos dos experimentos da compostagem.

Na etapa 3, com cinco leiras montadas ao início do inverno, tentou-se acelerar o processo de biodegradação, de forma que a fase termofílica permanecesse pelo menos por 30 dias. Portanto, nesta etapa foi utilizada uma leira com maior volume (em torno de mil quilos) e lodo mais “ativo”. Na Etapa 1, foi utilizado lodo aeróbio seco em leito de secagem da Estação de Tratamento do DMAE (Figura 5.10) e na etapa 3 foi adicionado lodo sedimentado desta mesma estação de tratamento de esgotos (Figura 5.11). Os valores das temperaturas das leiras foram ainda menos satisfatórios, atingindo pico termófilo (próximo de 50°C) apenas nos primeiros 5 dias, nas duas leiras sem lodo (Figuras 5.12 a 5.16). Nesta segunda etapa de compostagem em escala piloto, houve um período longo com temperaturas na faixa de 40°C nas leiras 1 a 3, ou seja em leiras com mais de 50% de resíduos verdes (podas); no entanto nenhuma, das leiras desta etapa atingiu temperaturas termofílicas na faixa de 55-65°C.



Figura 5.10 – Fotografia do lodo seco utilizado na Etapa 1



Figura 5.11 – Fotografia da coleta de lodo sedimentado do tanque de aeração (etapa 3)

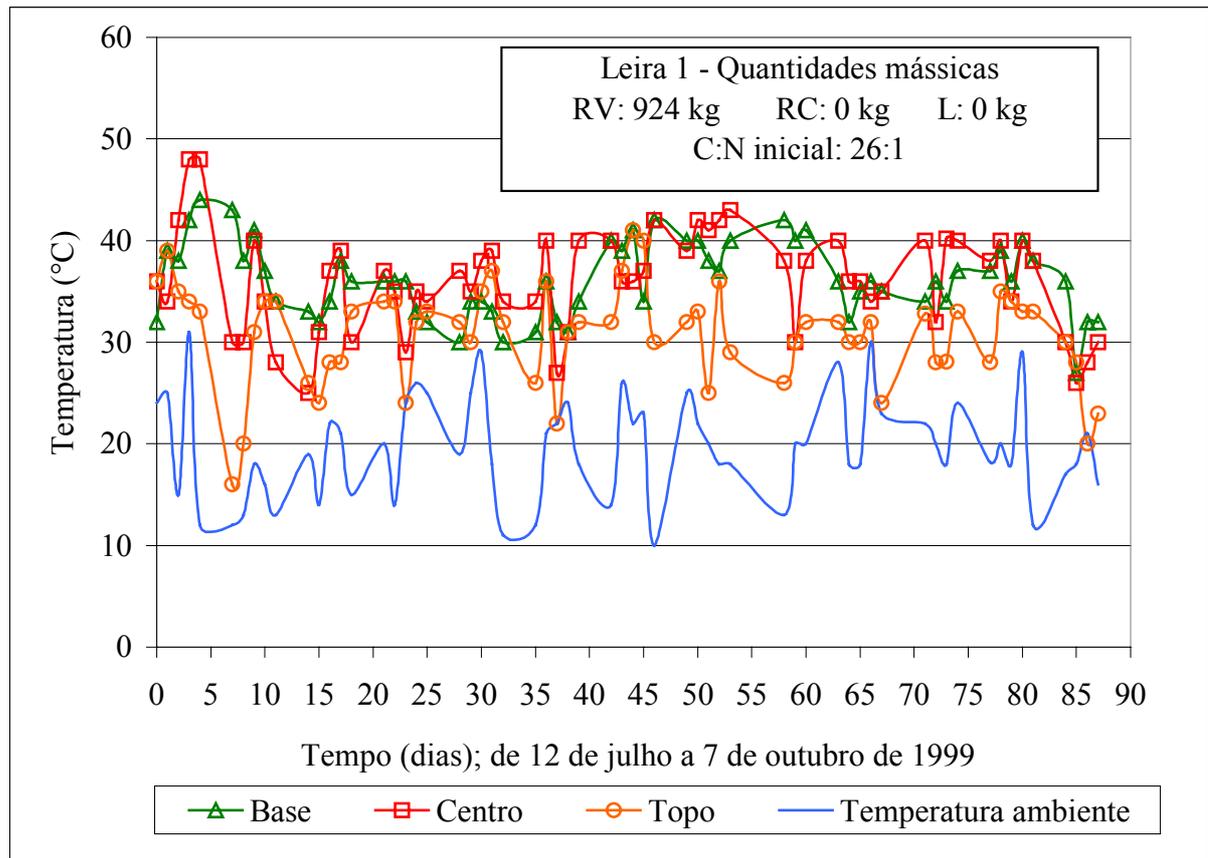


Figura 5.12-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 1: 924 kg)

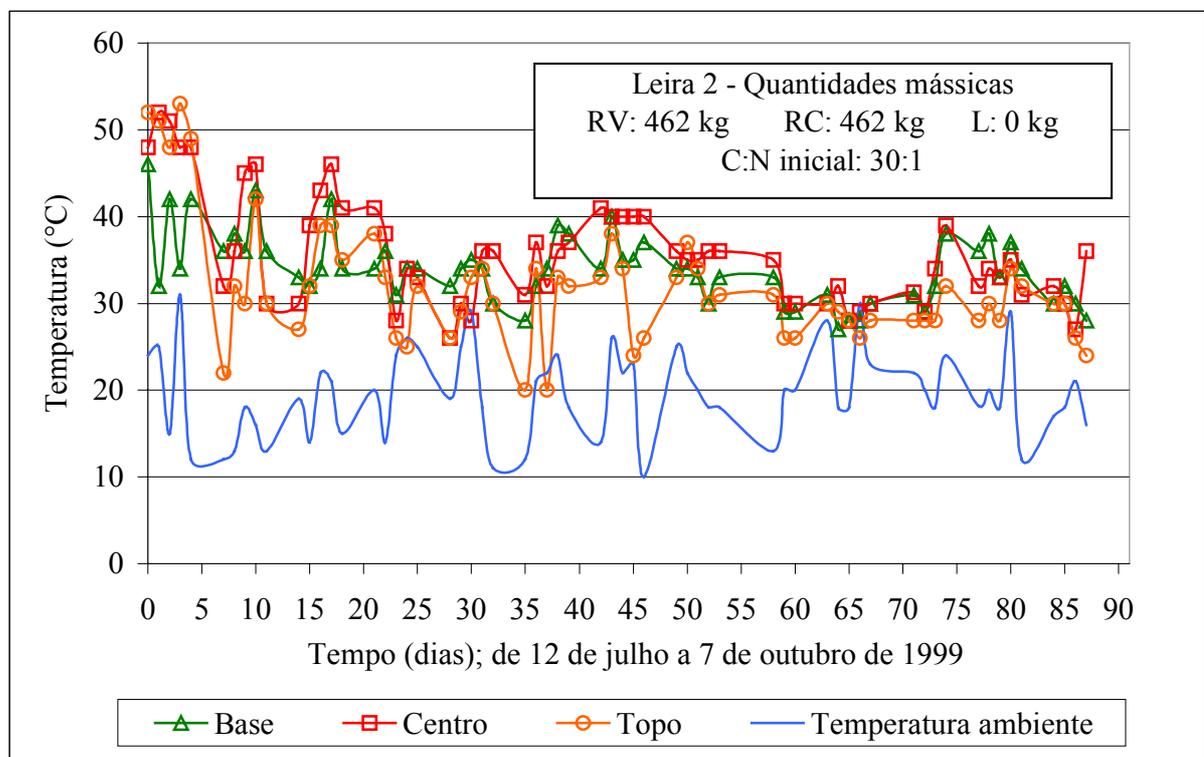


Figura 5.13-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 2: 924 kg)

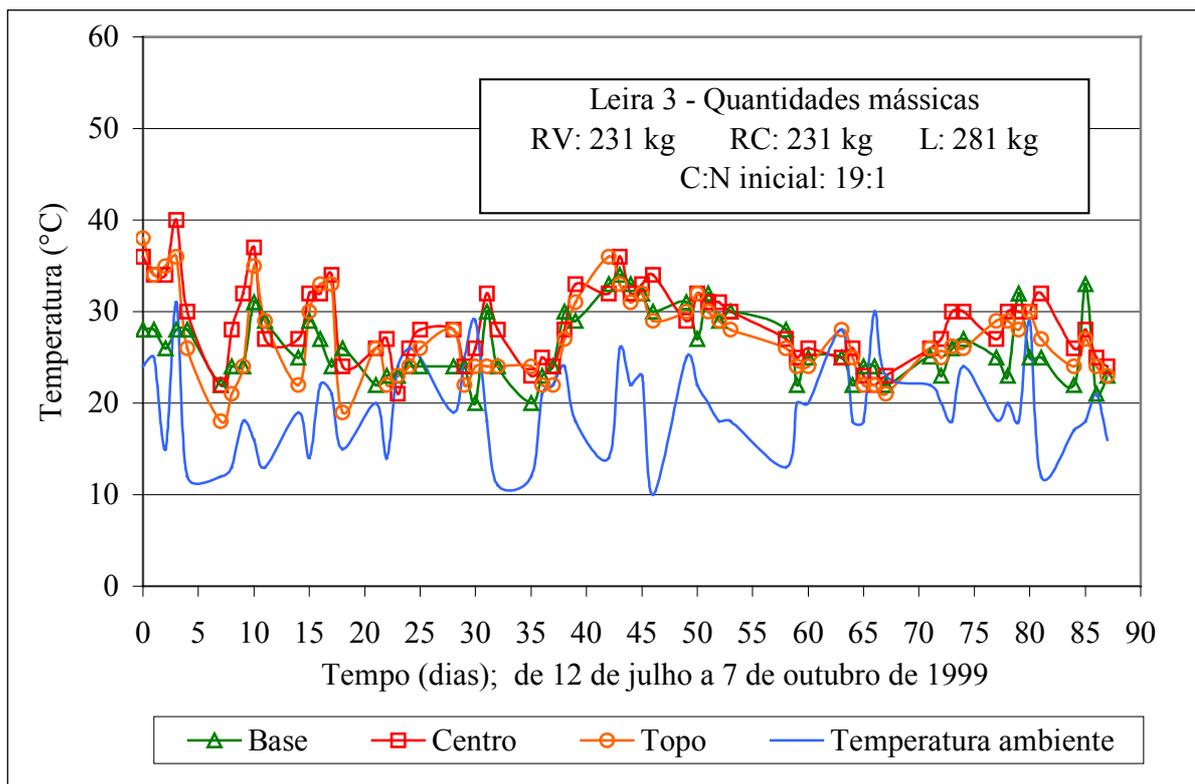


Figura 5.14 -Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 3: 742,60 kg)

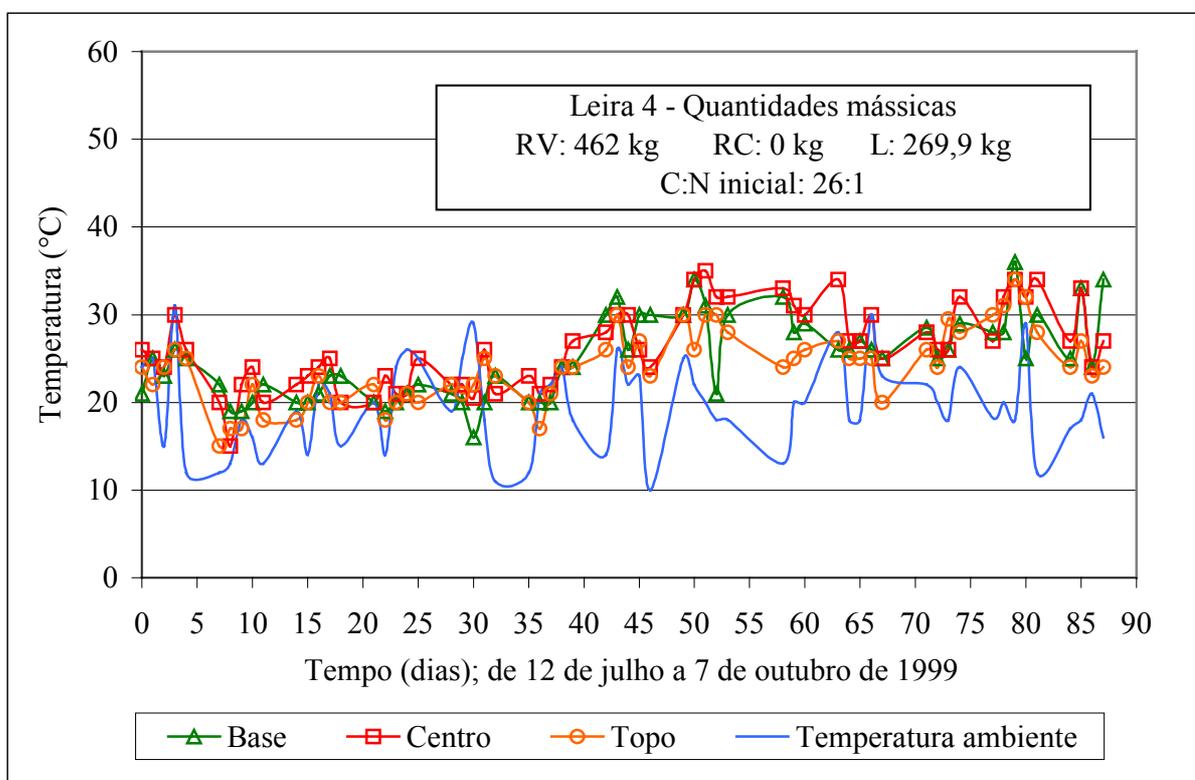


Figura 5.15 -Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 4: 731,9 kg)

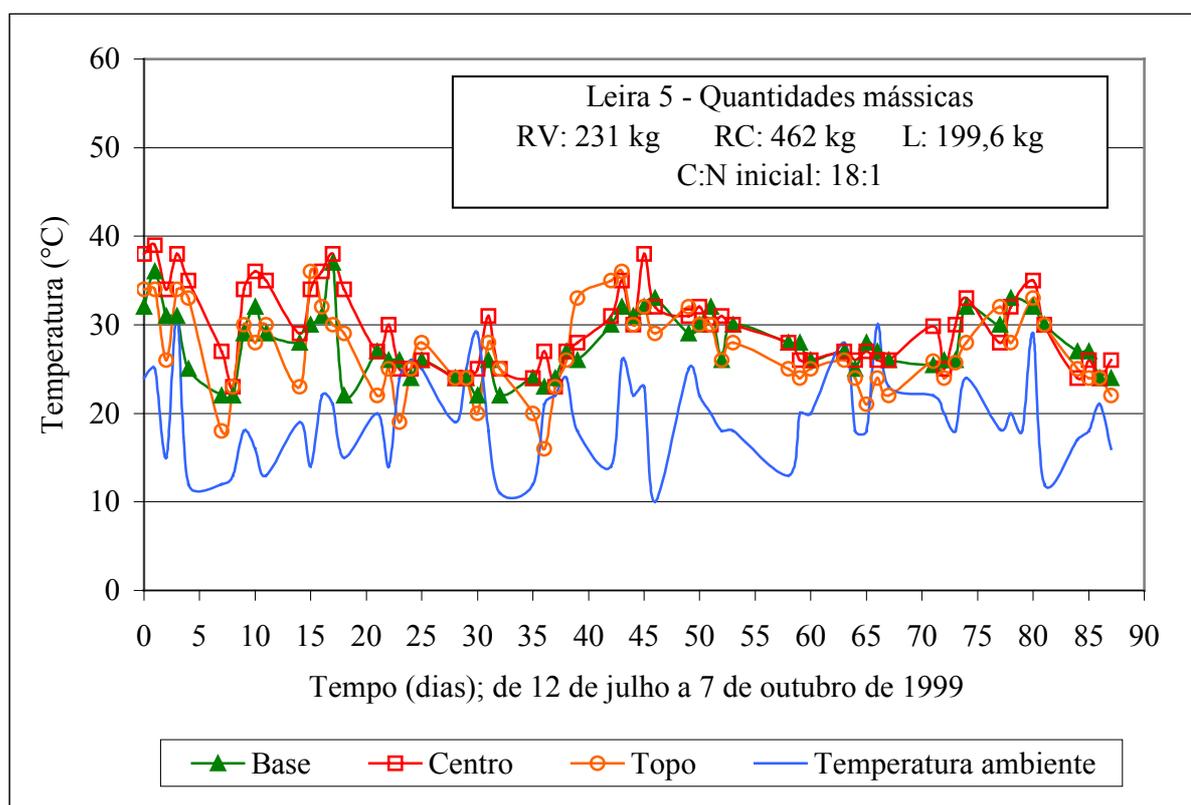


Figura 5.16-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 3 (Leira 5: 856,60 kg)

As leiras da etapa 3, embora com o dobro do volume inicial das leiras da Etapa 1, sofreram os mesmos efeitos desta etapa pela incidência das chuvas. Importante citar que, na etapa 3, com menor temperatura ambiente, as leiras não atingiram temperatura termofílica como na etapa 1. Com base nos resultados obtidos nas duas etapas, observou-se a interferência das condições climáticas no desempenho da compostagem. Os períodos de temperatura termofílica foram curtos e na etapa 3 com valores menores de temperatura. Ou seja, a compactação das leiras provocada pelas chuvas diminuiu a aeração e no período de baixa temperatura ambiente, com pouco volume, houve maior troca de calor e consequentemente baixas temperaturas nas leiras.

Na etapa 5, que ocorreu no período de verão (11/11/1999 à 15/04/2000), partiu-se para leiras com maiores volumes (mil e quinhentos quilos) e controle da umidade para evitar o excesso de água da massa em decomposição. O controle da umidade foi realizado através da cobertura das leiras com telheiro e irrigação com água. A fase termofílica permaneceu até aproximadamente, 60 dias, na maioria das leiras (Figuras 5.17 a 5.21). A umidade dos substratos sólidos nas leiras desta etapa foi mantida na faixa dos 40% aos 60%, com valores altos somente no início da compostagem nas leiras constituídas de altos teores de lodo ou resíduo da CEASA, que possuem elevada umidade. Nesta etapa, com maior volume de

resíduos compostados e controle efetivo da umidade, o tempo de decomposição e maturação do composto ultrapassaram os 100 dias, principalmente nas leiras com mais de 50% de resíduos verdes e ausência de lodo (leiras 1 e 2).

Pela análise da variação das temperaturas na etapa 5, observou-se que diminuindo a proporção de resíduos verdes (podas) é reduzido o período termofílico. Nas leiras 4 e 5, com maiores proporções de lodo e resíduos da CEASA, a fase termofólica foi de aproximadamente 45 dias. Com esses resultados, é possível comprovar que os resíduos das podas urbanas são mais resistentes a biodegradação, verificado pelo tempo necessário para a estabilização do processo.

Comparando-se os resultados obtidos nos perfis de temperaturas dos experimentos da compostagem nas etapas 1, 3 e 5, verificou-se que o controle efetivo da umidade, com a instalação do telheiro, garantiu o desempenho esperado do processo. No entanto, na etapa 5, também foi aumentado o volume da leira. A pesquisa, em continuidade, foi realizada em pátio de compostagem e leiras montadas à céu aberto.

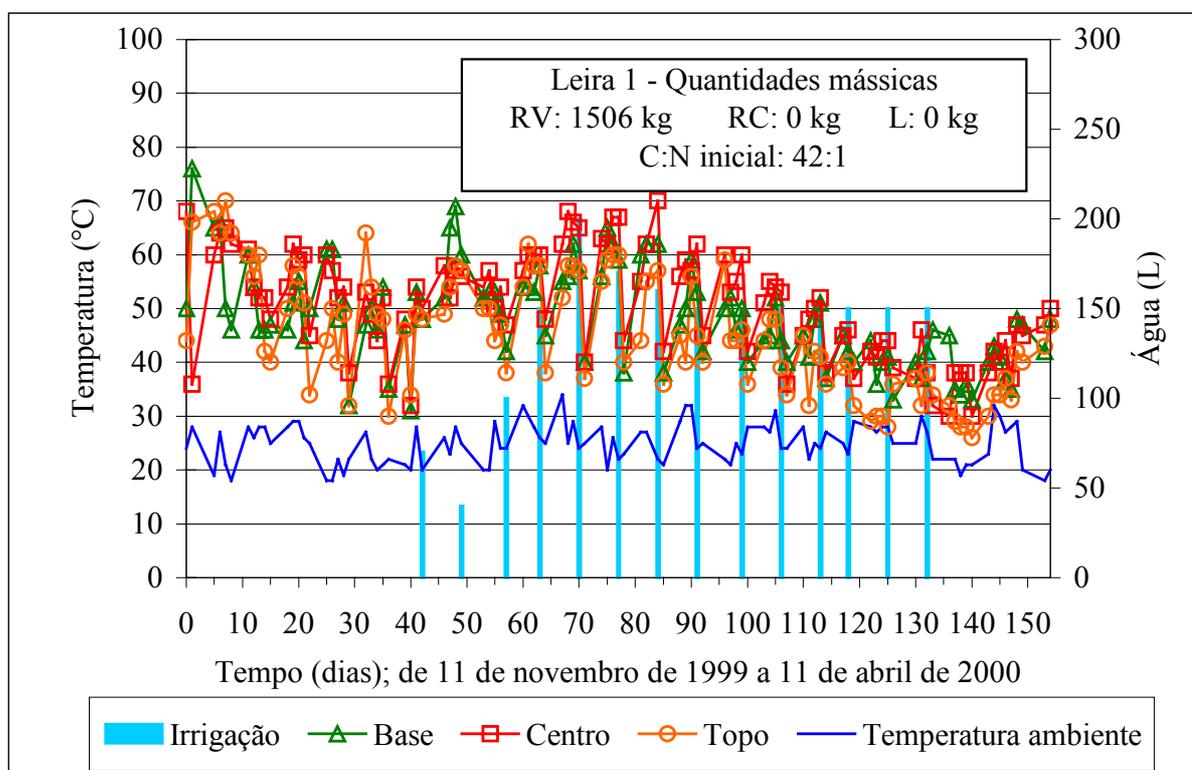


Figura 5.17 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 1: 1506 kg)

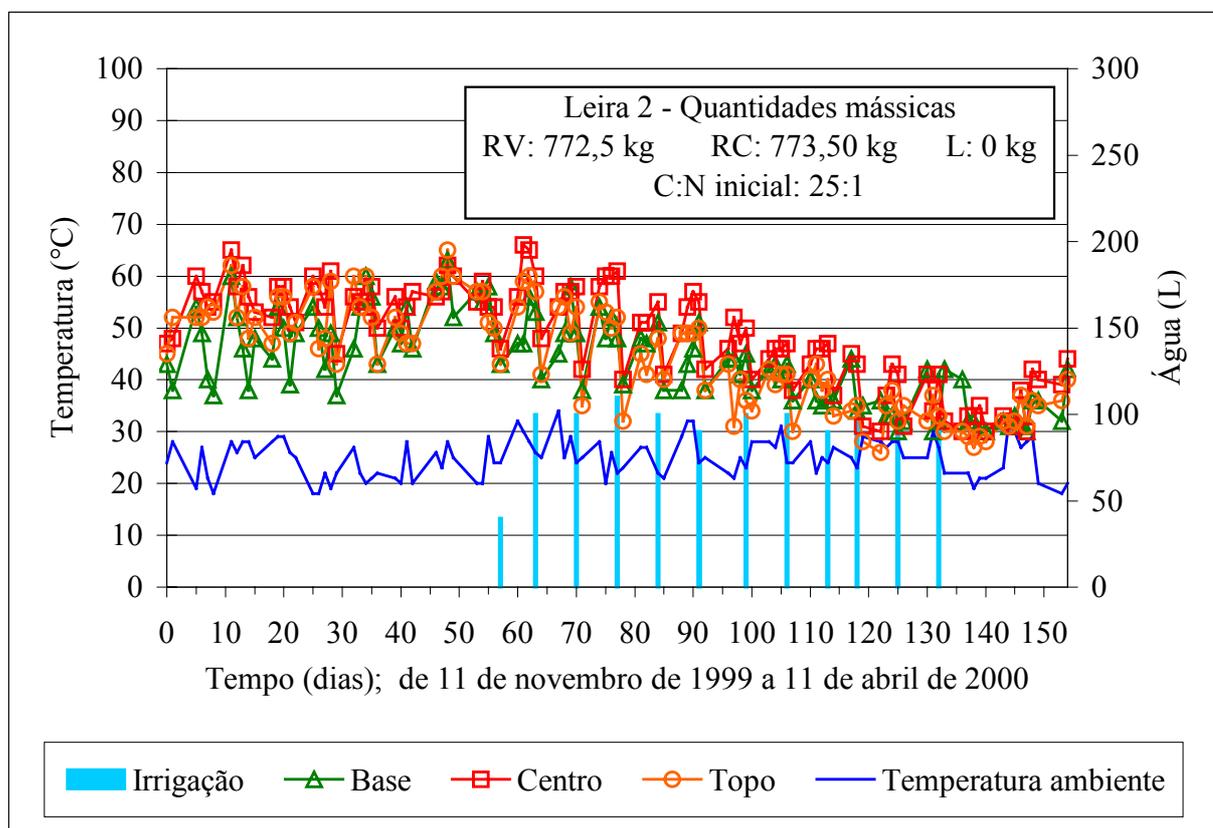


Figura 5.18-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 2: 1545,7 kg)

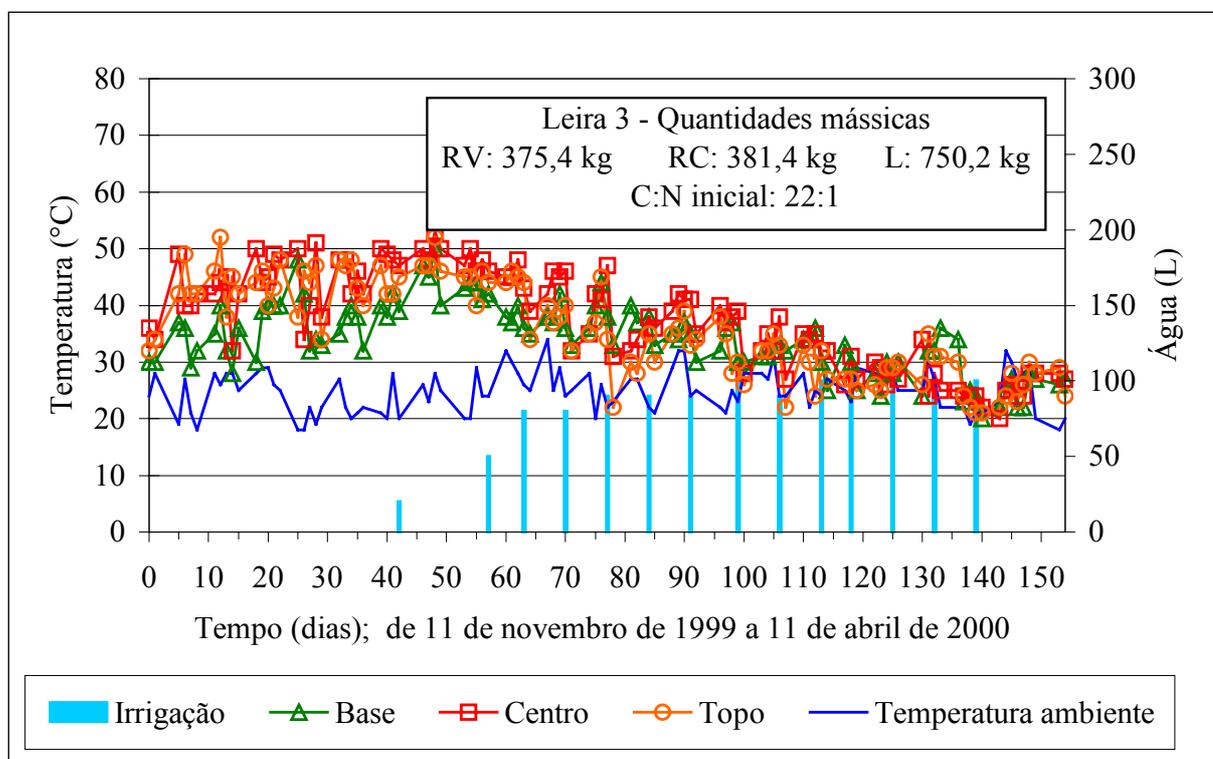


Figura 5.19-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 3:1517 kg)

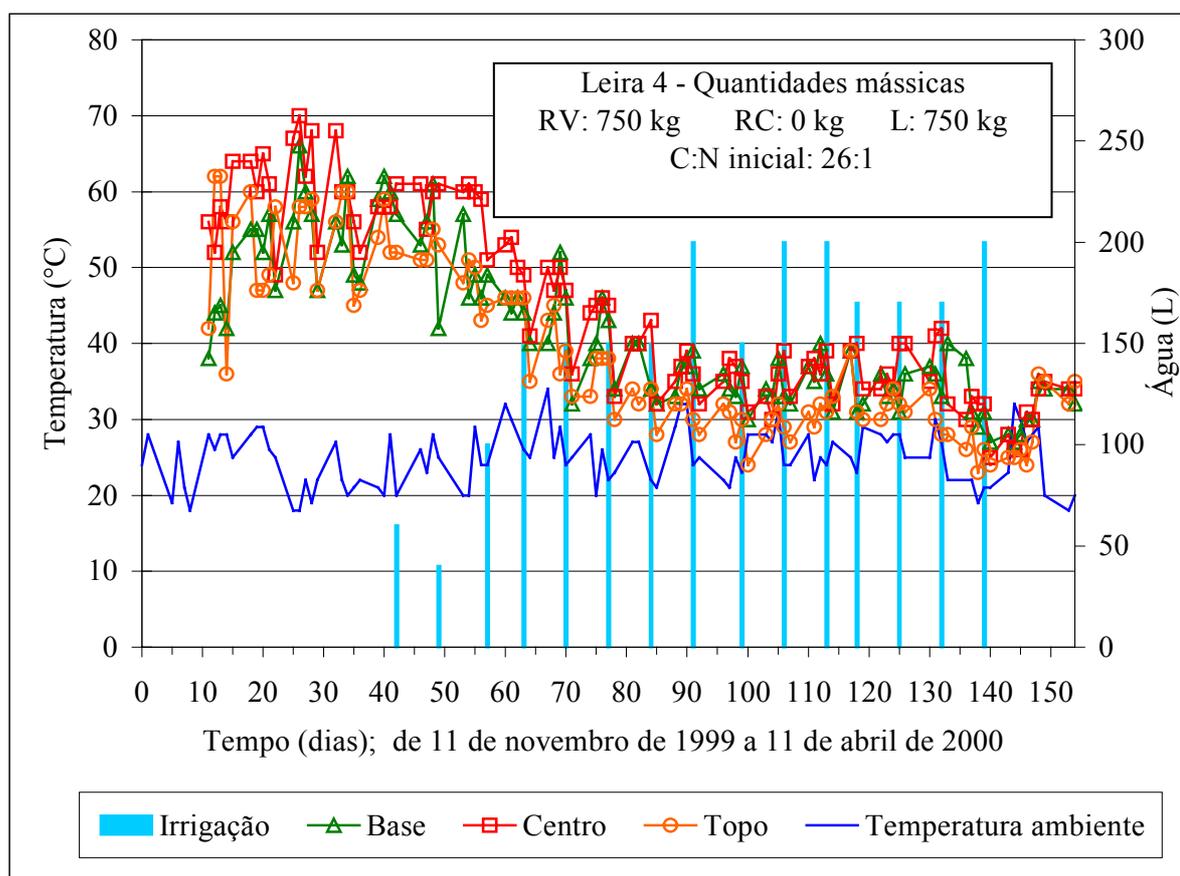


Figura 5.20 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 4: 1500 kg)

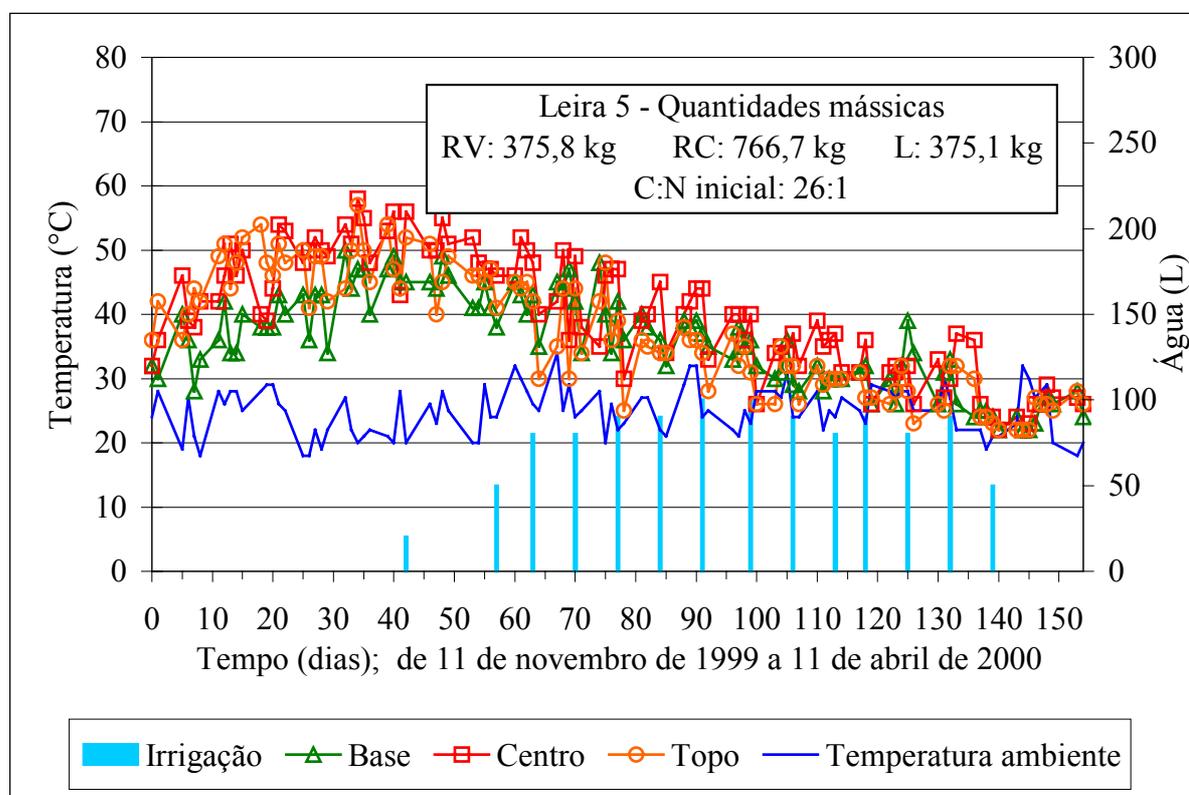


Figura 5.21 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 5 (Leira 5: 1517,6 kg)

### 5.1.1.2 Análise da umidade e do pH nas leiras da compostagem (etapas 1, 3 e 5)

Outra variável de relevada importância na compostagem é a umidade. Como os resíduos verdes (podas) apresentam baixa umidade (em torno de 44%), pressupõe-se que este resíduo necessite de irrigação para atingir a umidade de 55%, ideal para a compostagem. Os resíduos da CEASA, bem como o lodo de esgoto utilizados possuem alto teor de umidade (60-80%), portanto requerem um controlador da umidade, para não haver compactação da leira e anaerobiose. A umidade é um fator que afeta sensivelmente o processo de compostagem, sendo que altos teores provocam a compactação da leira, emissão de odores e maior produção de líquidos percolados (lixiviados), que podem atrair vetores biológicos causadores de doenças. Na compostagem, tanto o lodo como o resíduo da CEASA podem isoladamente não responder positivamente ao processo, devido à sua elevada umidade. O lodo, mesmo desidratado em leito de secagem, chega ao teor máximo de sólidos de 30%. Com a mistura dos resíduos nas leiras compostadas, em escala piloto, os teores de umidade foram adequados para compostagem, embora o desempenho do processo nas etapas 1 e 3 tenha fracassado devido a compactação das leiras.

A mistura dos resíduos compostados favoreceu, inicialmente, o equilíbrio da umidade nas leiras. No começo do experimento da Etapa 1, nas leiras que tinham baixa umidade, foi realizada a irrigação, 100 litros por semana. Posteriormente, a umidade manteve-se nos patamares desejados. Pode não ter sido por este motivo que ocorreu o abaixamento da temperatura, pois, mesmo as leiras que mantiveram a faixa ideal de umidade, apresentaram abaixamento da temperatura, como pode ser observado nos gráficos das temperaturas (Figuras 5.1 a 5.9). Na etapa 1, a umidade esteve dentro dos limites adequados para a compostagem na maior parte do tempo (Figura 5.22). Somente as duas primeiras leiras tiveram baixa umidade nos primeiros 15 dias. Nos últimos 30 dias, houve um decréscimo da umidade, que, no entanto, não foi a causa do abaixamento da temperatura, pois, no mês anterior, esta já estava baixa, e a umidade estava na faixa de 60%.

Na etapa 3 a umidade dos substratos sólidos das leiras permaneceu, na maior parte do tempo, na faixa dos 65% aos 75% (Figura 5.23). Portanto, não adequada ao processo de biodegradação. É importante lembrar que esta etapa realizou-se no inverno, com temperatura ambiente próxima de 20°C e baixas temperaturas nas leiras, as quais não contribuíram para a evaporação da água.

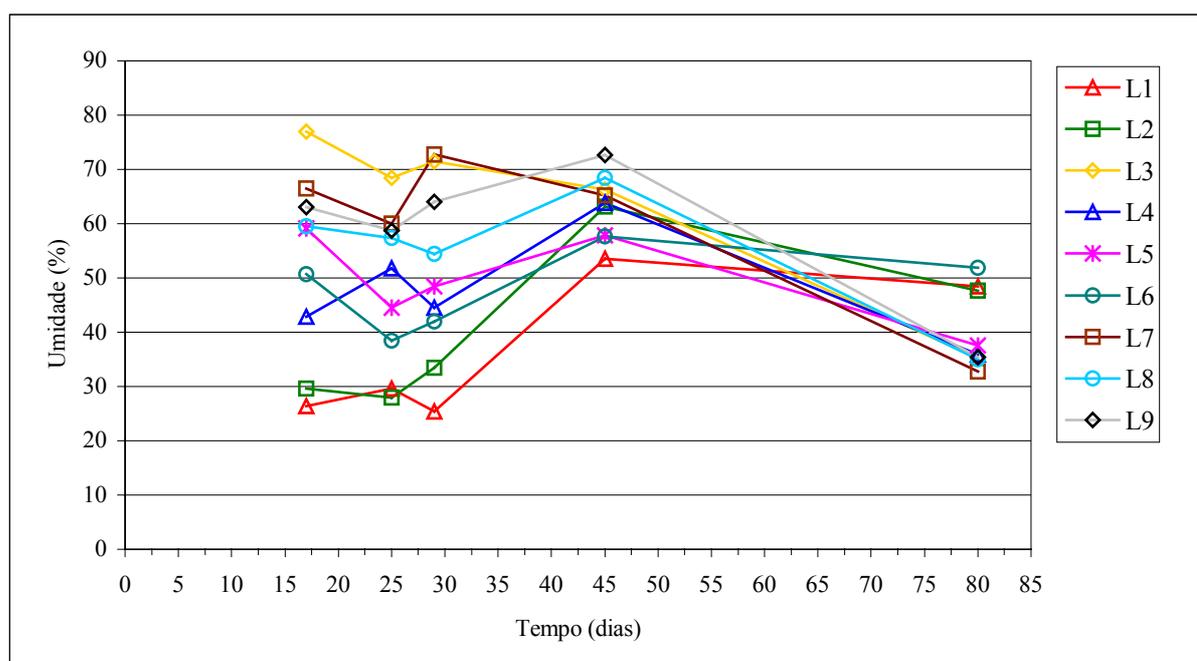


Figura 5.22 - Umidade (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 1)

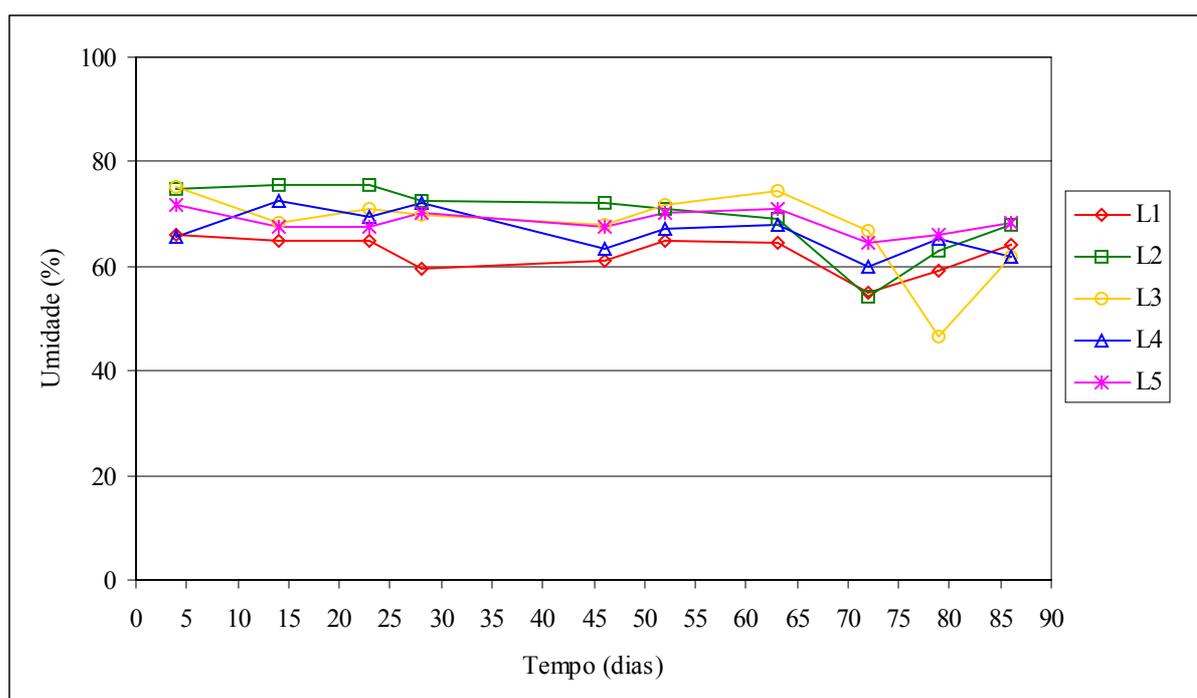


Figura 5.23 - Umidade (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 3)

Na etapa 5, foi implantada a cobertura das leiras com a construção de um telheiro para evitar a infiltração das águas das chuvas. Nesta etapa, foi necessário estabelecer a rega sistemática, com água sem cloro, para ajustar a umidade da massa em compostagem. Através da análise dos perfis de umidade das leiras nos experimentos da compostagem em escala piloto, verificou-se que o efetivo controle da umidade garantiu o desempenho esperado do

processo. Na etapa 5, o controle da umidade dentro da faixa ideal foi onde obteve-se os melhores resultados.

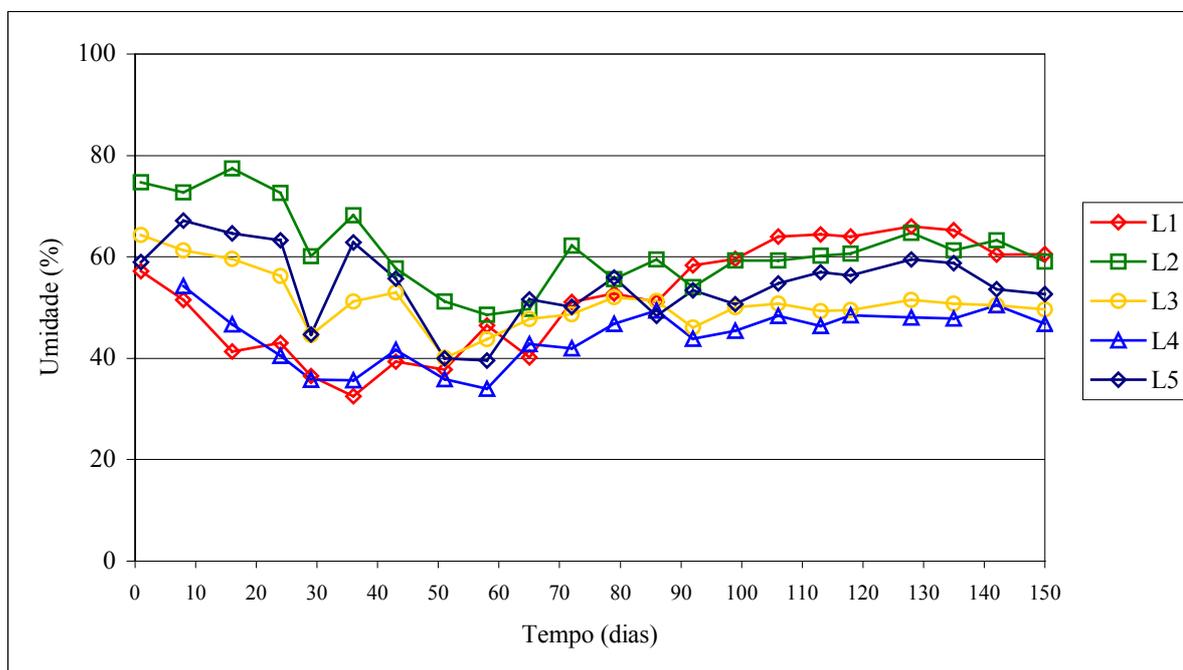


Figura 5.24- Umidade (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5)

Na etapa 1 houve decréscimo do pH na maioria das leiras (Figura 5.25), comprovando a ineficiência do processo. O pH dos substratos sólidos, em todas as leiras, na etapa 3 esteve abaixo de 7 até o final dos 86 dias de compostagem (Figura 5.26). O pH dos substratos sólidos na etapa 5, no início do processo, apresentaram valores levemente alcalinos na maioria das leiras, elevando-se ao final dos 150 dias apenas nas leiras 1 e 2 (Figura 5.27).

Analisando-se os valores de pH obtidos nas etapas 1, 3 e 5 verificou-se que foi lenta a biodegradação dos substratos sólidos, pois a matéria orgânica estabilizada apresenta, normalmente, pH alcalino no final do processo.

O processo de compostagem, em leiras de pequenos volumes, é afetado pelas condições climáticas e pela configuração geométrica das leiras. A compostagem em escala piloto, realizadas em leiras com pesos em torno de 500 kg, 1000 kg e 1500 kg tiveram comportamentos diferenciados. Com as leiras de 500 e 1000 kg, equivalentes a alturas iniciais de 1,00 e 1,50 metros, houve perda de calor durante o processo, isto é, a fase termofílica manteve-se por períodos muito curtos. Este problema torna a compostagem dispendiosa exigindo longo período de compostagem e não garante a higienização do substrato. Neste caso, em leiras com revolvimento semanal, a solução foi adotar maiores volumes nas leiras e

controle de umidade (etapa 5), melhorando o desempenho da compostagem, verificado pelo perfil das temperaturas.

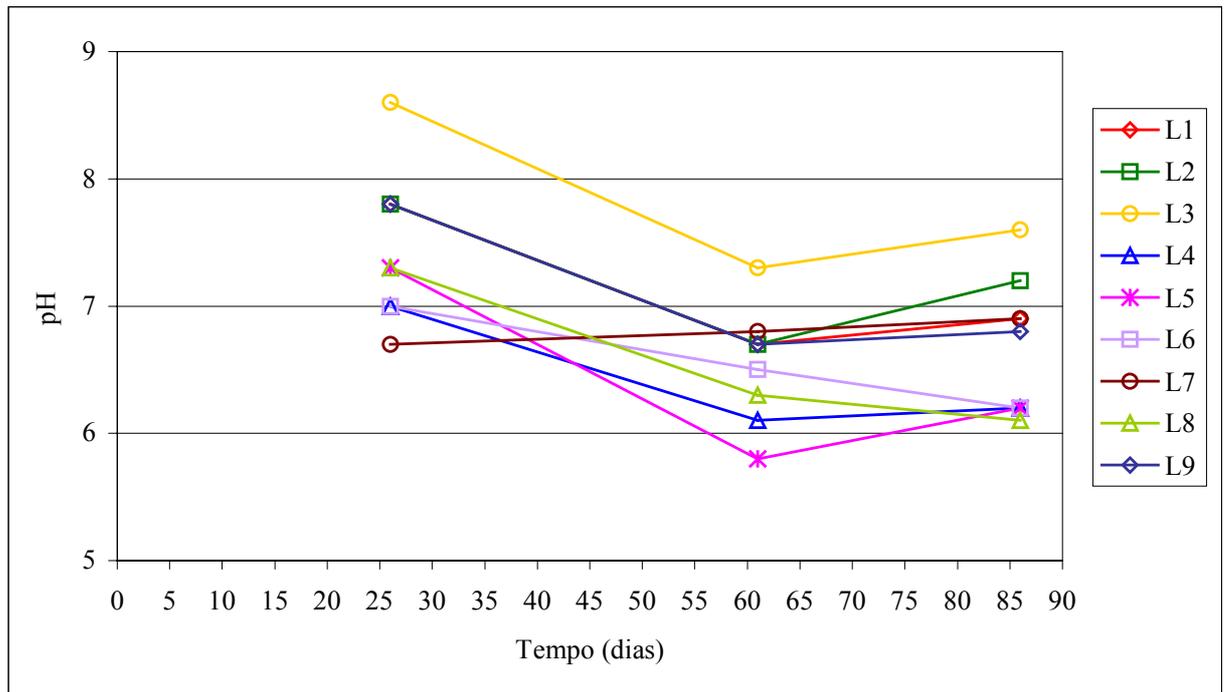


Figura 5.25 - pH dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 1)

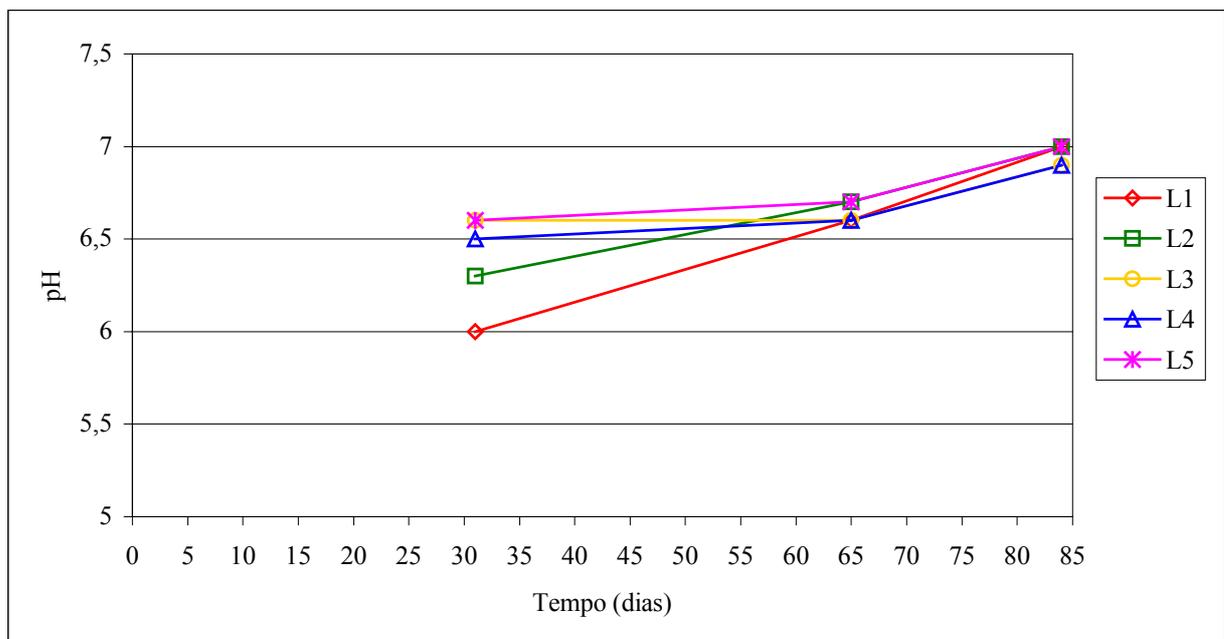


Figura 5.26 - pH dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 3)

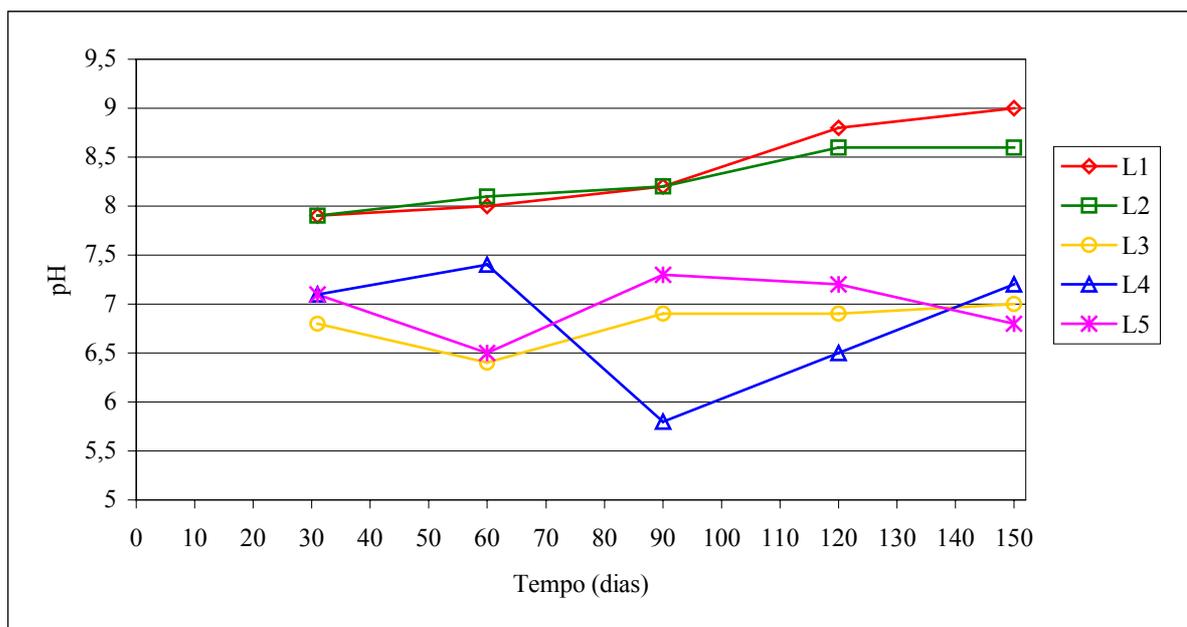


Figura 5.27 - pH dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5)

### 5.1.1.3 Matéria orgânica, carbono orgânico e relação C:N nos experimentos da compostagem em escala piloto (etapas 1, 3 e 5)

Na Etapa 1 os resultados das análises da matéria orgânica, em apenas duas amostragens, foram rejeitados por apresentarem-se contraditórios. Os resultados analíticos da matéria orgânica dos substratos sólidos na compostagem das etapas 3 e 5 estão representados nos gráficos das figuras 5.28 e 5.29, respectivamente. Quanto à estabilização da matéria orgânica, observou-se que na etapa 5, ao final dos 150 dias de compostagem, houveram reduções significativas da matéria orgânica (Figura 5.28). Enquanto que, na etapa 3 a matéria orgânica praticamente não alterou-se ao longo dos 90 dias de compostagem (Figura 5.29).

O carbono orgânico também apresentou redução significativa na etapa 5 da compostagem (Figura 5.30), principalmente nas leiras com lodo. Ao término deste experimento as mesmas leiras apresentaram baixas relações C:N (Figura 5.31). O lodo utilizado neste experimento apresentava baixo teor de matéria orgânica. Este baixo percentual deve-se principalmente ao elevado conteúdo de areia proveniente de leitos de secagem.

Os resíduos verdes gerados nas podas de vegetação urbana possuem altos teores de matéria orgânica. No entanto a utilização do composto destes para fertilização do solo possui algumas limitações como fonte de nutrientes e elevado teor de material carbonáceo. Além do

que, o uso da compostagem para o beneficiamento deste resíduo é dispendiosa pelo tempo necessário para degradação microbiológica dos materiais celulósicos.

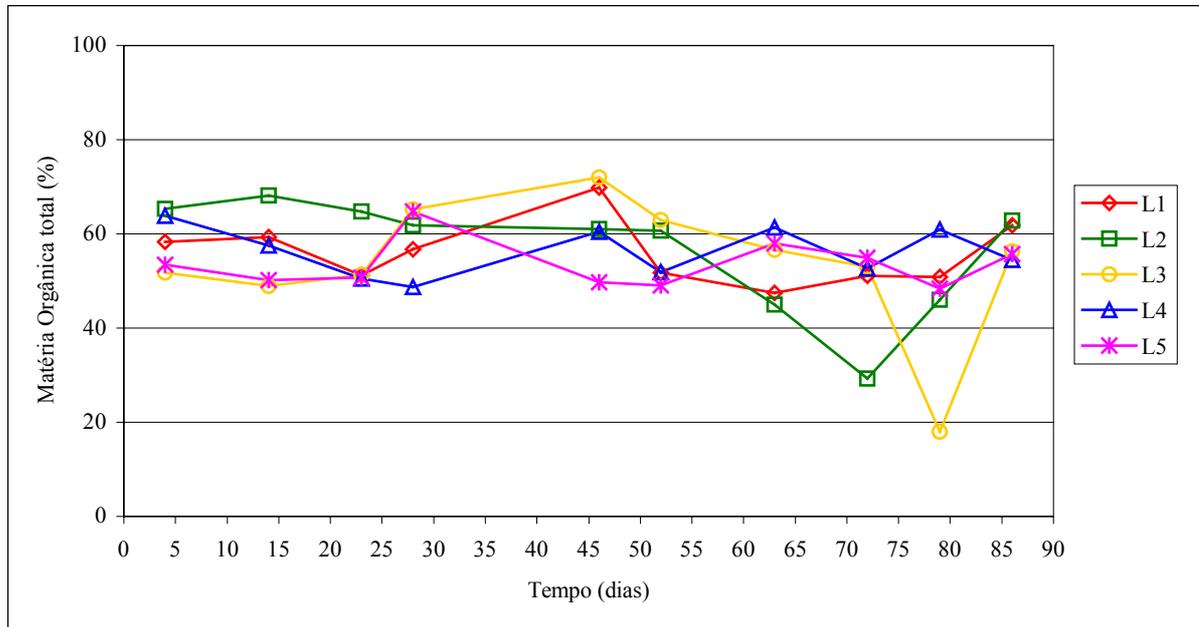


Figura 5.28 - Matéria orgânica (%) dos substrato sólidos na compostagem (Etapa 3)

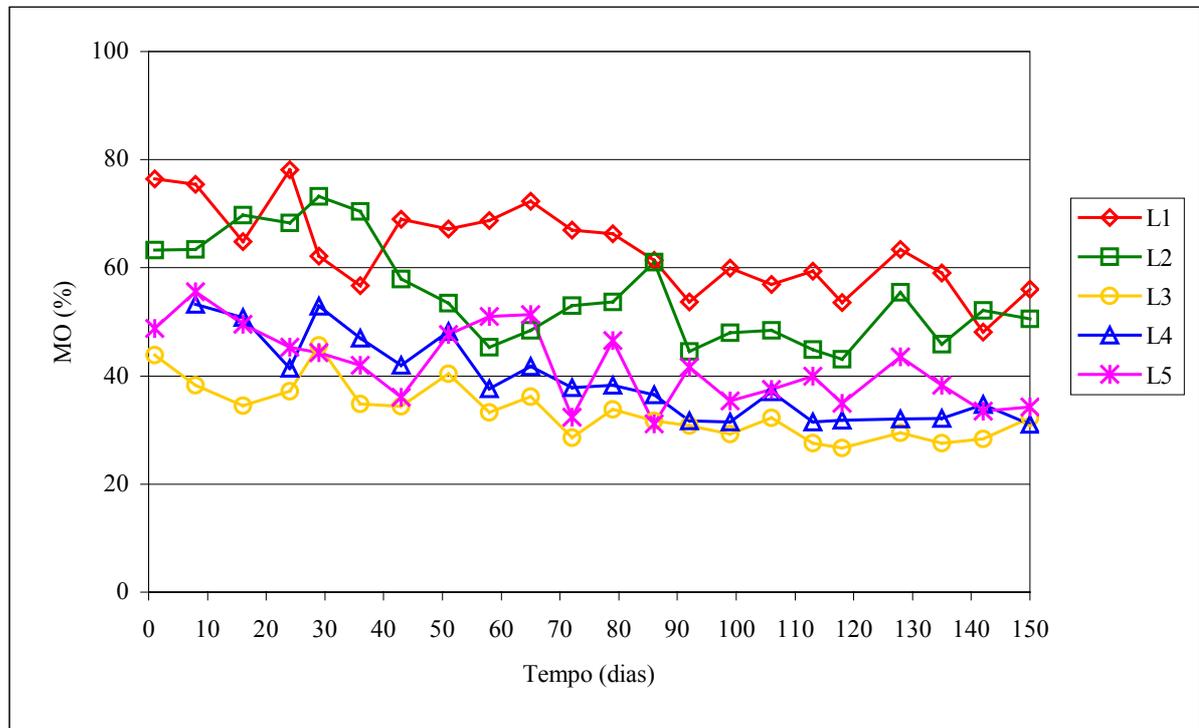


Figura 5.29 - Matéria orgânica (%) dos substrato sólidos na compostagem (Etapa 5)

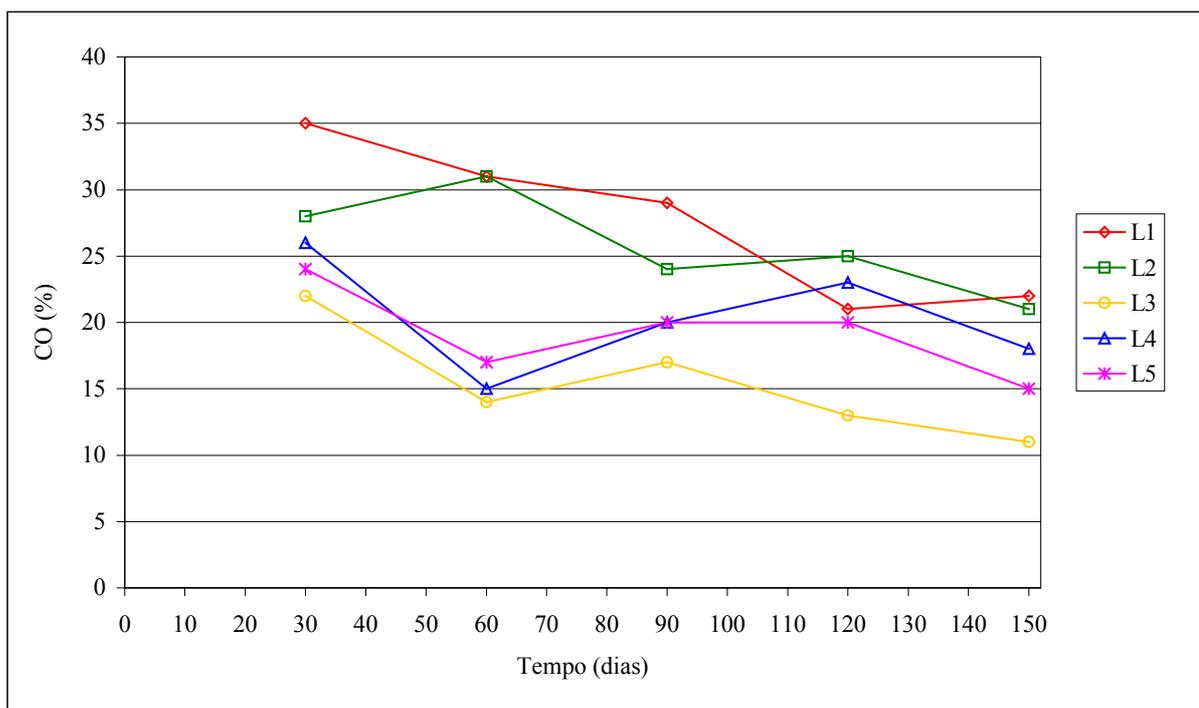


Figura 5.30 - Carbono orgânico (%) dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5)

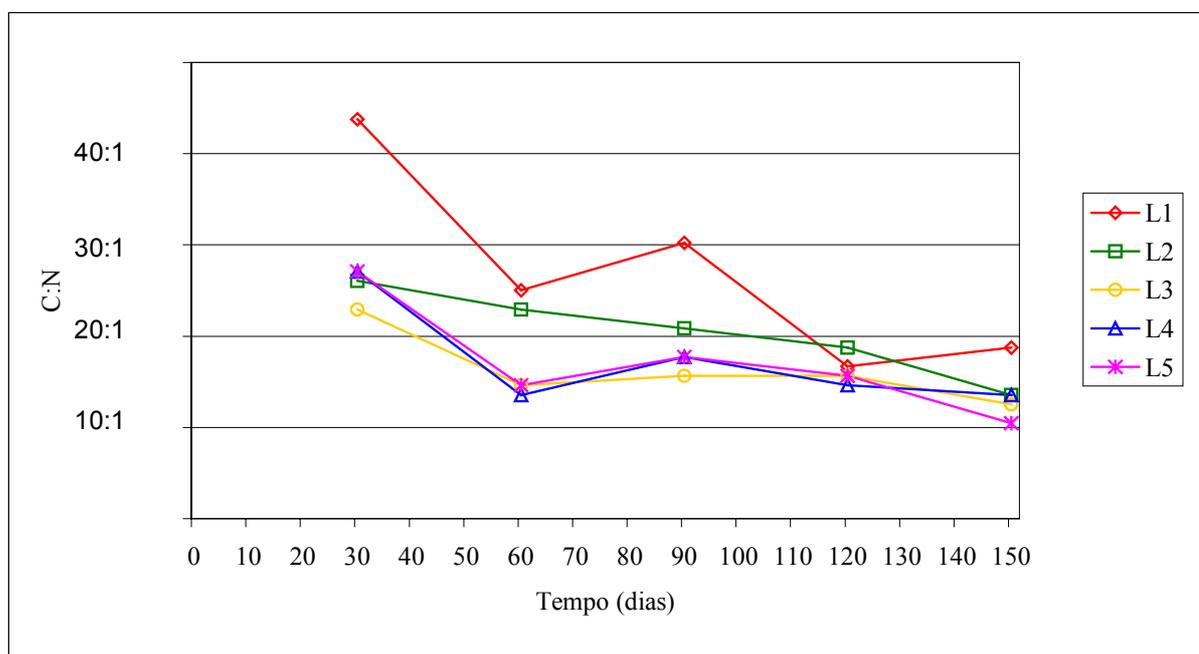


Figura 5.31 - Relação C:N dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 5)

Os resíduos da CEASA possuem características importantes para a sua codisposição na compostagem de resíduos orgânicos, tais como a umidade, matéria orgânica e fornecimento de nutrientes. O lodo proveniente de estações de tratamento de esgotos domésticos pode ser fonte apreciável de nitrogênio e potássio para as plantas, tendo, entretanto e às vezes, altos teores de elementos tóxicos e organismos patogênicos.

O processo de compostagem normalmente desenvolve uma fase inicial mesofílica, onde há o aquecimento da leira, pois o calor produzido é maior que o calor perdido por evaporação. Com controle da temperatura na fase termofílica, o calor produzido é praticamente igual ao calor perdido por evaporação. Nas etapas 1 e 3, a temperatura baixou sensivelmente. No entanto, o processo de biodegradação não se desenvolveu adequadamente, devido a baixa biodegradabilidade da matéria orgânica. Nos trabalhos realizados pelo DMLU com compostagem de resíduos verdes (podas), é demonstrado que são necessários em torno de 18 meses para degradar completamente este resíduo, cujas leiras de número 1 dos experimentos corresponderam a mesma situação do DMLU.

#### 5.1.1.4 Resultados globais das etapas 1, 3 e 5 da compostagem em leiras de pequenos volumes

A tabela 5.2 apresenta os resultados globais obtidos na etapas 1, 3 e 5 da compostagem em leiras de pequenos volumes.

Tabela 5.2 – Resultados das etapas 1, 3 e 5 da compostagem

Variável	Etapas 1	Etapas 3	Etapas 5
Data de início	Março/99	Julho/99	Outubro/99
Peso da leira (kg)	500	1000	1500
Altura inicial média das leiras (m)	1,00	1,50	1,80
Altura final média das leiras (m)	0,50	1,00	1,50
Tempo médio de fase termofílica (dias)	12	0,8	77,2
Precipitações médias mensais nos primeiros três meses (mm)	105,7	115,9	96,5
Precipitação no primeiro mês (mm)	53,0	178,0	116,00
Faixa de umidade das leiras (%)	25-77	46-75	32-77
Umidade média (%)	51,00	67,00	52,74
Temperatura ambiente média (°C)	21	20	25
Temperatura ambiente média no início do processo (°C)	30	20	25
Matéria Orgânica no início do processo (%)	-	58	58
Matéria Orgânica no final do processo (%)	-	58	41
Proporções adequadas de RV:RC:L	-	-	0,25:0,50:0,25

### 5.1.1.5 Características dos substratos sólidos nos experimentos da compostagem (etapas 1, 2 e 3)

O acompanhamento da compostagem também foi realizado através da análise das características físico-químicas dos substratos obtidos em cada leira.

Os dados analíticos da composição físico-química das amostras sólidas da compostagem das etapas 1, 3 e 5 estão apresentados nas tabelas A1 a A22 do Anexo.

Com base nos resultados analíticos obtidos nos experimentos de compostagem em escala piloto observou-se que:

- O N apresenta teor menor que 1% no resíduo verde e próximo de 3% nos resíduos da CEASA e do lodo. Deste, no entanto, muito pouco está prontamente disponível na forma inorgânica. Os resíduos verdes compostados com os demais poderão ser enriquecidos com N. As análises do N nas leiras compostadas em todas as etapas apresentaram teores que variaram de 0,82% a 2,1%. Os teores de N amoniacal (em termos de  $\text{NH}_4^+$ ) são apreciáveis nas leiras que continham resíduo da CEASA ou lodo principalmente. O mesmo foi observado quanto ao nitrato. Na etapa 5 houve redução significativa de nitrogênio amoniacal e incremento de N ao final dos 150 dias. O nitrato/nitrito elevou-se no início da compostagem e reduziu-se ao final do processo, provavelmente devido a sua alta solubilidade (Tabelas A3, A5, A6 do anexo).
- O teor de P foi incrementado pela adição de lodo (Tabela A7 do anexo). O valor máximo atingido foi de 0,31% após 150 dias de compostagem na etapa 5.
- Houve perda de K ao longo do período de decomposição em todas as etapas de compostagem (Tabela A8 do anexo).
- Nas leiras 2 a 9 e 2 a 5 das etapas 1, 3 e 5, comparativamente à leira 1 (formada apenas por resíduo verde), a soma de NPK atingiu até 2,9% e na leira 1, menos de 1,7%.
- Os teores de Ca, Mg e B não apresentaram diferenças significativas entre as leiras compostadas, variando, em torno de 1,1 a 1,9%, 0,20 a 0,32% e 24 a 38 mg/kg nas etapas 1, 3 e 5, respectivamente. (Tabelas A25 a A33 do Anexo).

- Os teores de S tiveram significativa contribuição (incremento de até 340% na etapa 5) com a adição de lodo nas leiras de compostagem (Tabelas A9 a A11 do Anexo).
- O Mn e o Na inicialmente não tiveram diferenças significativas entre as leiras, porém seus valores oscilaram ao longo do tempo de compostagem, sendo que, na etapa 5, houve perda de sódio no término da compostagem (Tabelas A13 a A14 do anexo). Observou-se que os teores de Cu foram significativamente maiores nas leiras com lodo. As diferenças desse metal foram na ordem de 1000%, na Etapa 1; e de 672% na etapa 5, comparando-se as diferentes leiras no final do processo (Tabela A15 do Anexo). O mesmo ocorreu com o Zn em diferentes grandezas (Tabela A16 do anexo). Os teores de Zn elevaram-se ao longo do tempo nas três fases. O Fe não apresentou significativa alteração durante o processo de compostagem, no entanto, apresentou diferentes concentrações conforme as proporções utilizadas de substratos (Tabelas A17 do anexo). O Cd baixou nas etapas 3 e 5. O Cr, o Ni e o Pb diminuíram na etapa 3 e aumentaram na etapa 5. No entanto, os teores destes metais estiveram abaixo dos teores máximos permitidos pela EPA e recomendados pela SANEPAR, portanto com baixo risco de toxicidade ou sem risco, se aplicado corretamente (Tabelas A18 a A21 do anexo). Ocorreu, na maioria das leiras em compostagem, um acréscimo dos teores de metais pesados. No entanto, Filho e Pereira Neto (1993) afirmaram que é esperado o aumento da fração total de metais durante o processo de compostagem, pois decorre da perda de massa por volatilização de CO<sub>2</sub> e vapor d'água, produzidos na mineralização da parte orgânica, que provoca um efeito de concentração de todos os metais no composto. O sódio e potássio podem ter sido perdidos pela sistemática de rega nas leiras, tendo em vista que, segundo KIEHL (1985), os hidrogênios da água de rega podem ser adsorvidos pelas micelas coloidais húmicas, que liberam outros cátions, o que explicaria a redução da disponibilidade.
- Análises microbiológicas: não foram encontrados ovos de parasitas nas amostras brutas da compostagem em escala piloto. Estas análises foram excluídas da monitoração das leiras, devido à imprecisão do método analítico utilizado, a necessidade de número elevado de análises e a heterogeneidade dos substratos orgânicos. Na tabelas A22 do anexo estão apresentadas as análises das bactérias totais, actinomicetos e fungos nas leiras das etapas 3 e 5, no início e término dos experimentos. Com resultados de microrganismos na ordem de 10<sup>5</sup> de UFC/g, em todas as leiras, exceto em relação aos fungos na etapa 2, que surgiram apenas na fase posterior de biodegradação. Avalia-se no entanto, que é necessário um número mínimo de análises de cada amostra para resultados significativos.

### 5.1.2 Vermicompostagem (etapas 2, 4 e 6)

Subsequentemente a cada etapa de compostagem, submeteu-se o substrato produzido à vermicompostagem, com a utilização da *Eisenia foetida*, verme de fácil adaptação em cativeiro. Ao final dos 60 dias, os vermes foram separados e pesados, a fim de se avaliar a dinâmica dos organismos em cada leira, já que as misturas caracterizavam diferentes substratos. Observou-se uma perda de massa de organismos (minhocas) após os 60 dias de experimento, na faixa de 20,98% a 61,42% de perda em peso (Tabela 5.3), exceto na leira 9 da etapa 2, onde havia apenas 7% de resíduo verde no início da compostagem. Ressalte-se, entretanto, que é comum a redução do número absoluto e do peso de minhocas ao final de períodos pré estabelecidos de vermicompostagem, em razão de sua restrição em permanecer em meios onde predomine seu excreta. Ocorreu maior biodegradabilidade da matéria orgânica nas leiras com teores de resíduo verde menores que 35%, ou seja, com concentrações significativas de resíduos da CEASA e lodo (leiras 3 e 5) dos experimentos da compostagem (etapas 3 e 5).

Tabela 5.3 – Perda de organismos na vermicompostagem

Caixa	Etapa 2			Etapa 4			Etapa 6		
	Peso de minhocas (g)	Peso em minhocas após 60 dias (g)	Perda em massa (%)	Peso de minhocas (g)	Peso em minhocas após 60 dias (g)	Perda em massa (%)	Peso de minhocas (g)	Peso de minhocas após 60 dias (g)	Perda em massa (%)
1	400	269,1	32,73	513	277,6	45,89	560	305,74	45,40
2	500	229,01	54,20	491	251,87	48,70	560	442,5	20,98
3	500	286,7	42,66	458	220,48	51,86	730	508,01	30,41
4	500	294,37	41,13	480	263,81	45,04	650	387,35	40,41
5	600	335,2	44,13	524	202,14	61,42	620	216	65,16
6	530	303,65	42,71	-	-	-	-	-	-
7	800	360,01	55,00	-	-	-	-	-	-
8	700	405	42,14	-	-	-	-	-	-
9	730	834	14,25	-	-	-	-	-	-

Os resultados analíticos dos substratos sólidos da vermicompostagem estão apresentados nas tabelas A23 a A146 do anexo. Com base nos resultados da matéria orgânica (Tabela A24) nos substratos da vermicompostagem, em todas as etapas, não foram observadas

reduções significativas ao final de 60 dias de processo, ou seja, médias de 1,87%, -9,41% e 6,48%, respectivamente. Com relação as demais variáveis analisadas foram verificados acréscimos de alguns nutrientes após os 60 de dias de vermicompostagem, como por exemplo nitrogênio em todas as formas, potássio e fósforo.

### 5.1.3 Efeitos do sistema de aeração na compostagem em leiras de grandes volumes, de resíduos verdes (podas), resíduos da CEASA e esterco suino (etapas 7 e 8)

As etapas 7 e 8 foram desenvolvidas nos períodos de 08/03/2001 à 04/05/2001 e 22/05/2001 à 06/09/2001, respectivamente. Nestes períodos, acompanhou-se os experimentos da compostagem em seis leiras da etapa 7, com revolvimentos três vezes por semana, com revolvimento semanal e aeração conduzida. Utilizou-se os mesmos pesos brutos da etapa 5, modificando a sistemática de revolvimento, sendo o pátio de compostagem sem telheiro. Foi testada também a aeração forçada e revolvimento mecânico em quatro leiras da etapa 8, com maior volume de resíduos, ou seja, de 4000 kg. Comparando-se os resultados obtidos nas temperaturas das leiras da etapa 7 (Figuras 5.32 a 5.37), verificou-se que a fase termofílica permaneceu por quase 40 dias nas leiras revolvidas três vezes por semana (leiras 1A e 1B) e nas leiras revolvidas uma vez por semana (leiras 2A e 2B).

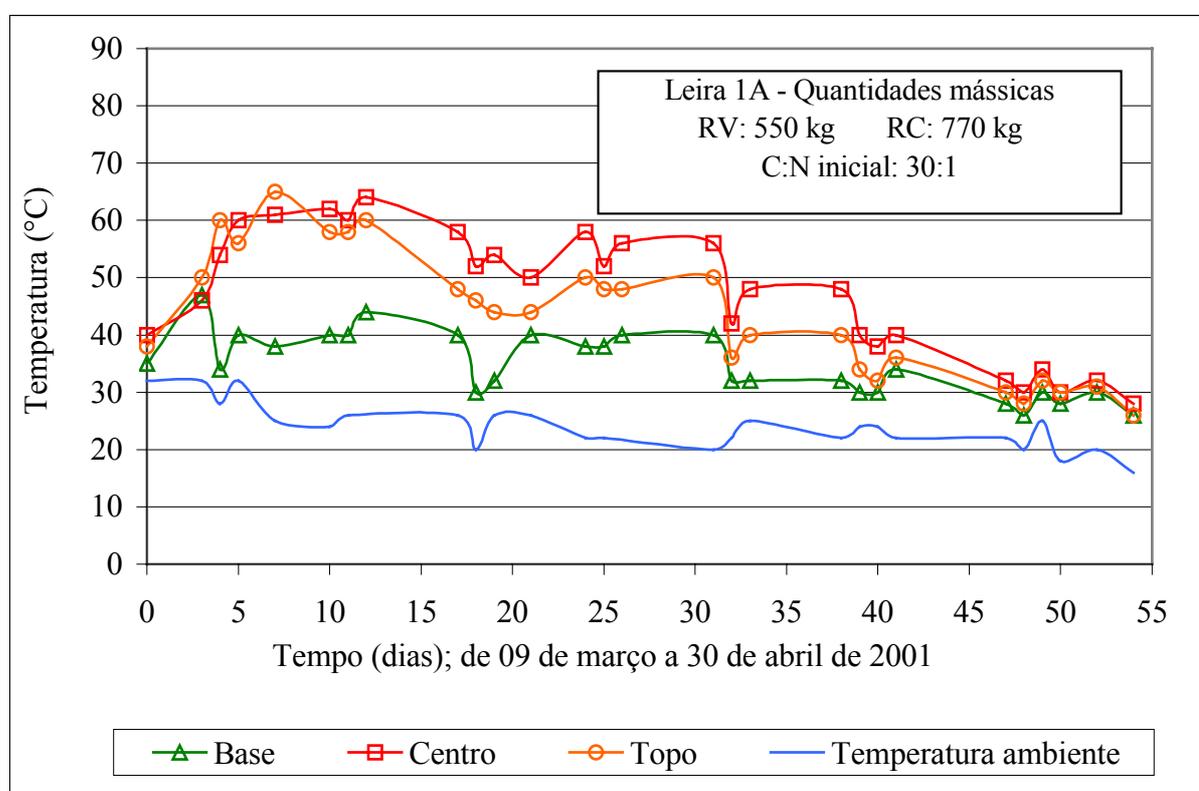


Figura 5.32 Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 1A: 1310 kg)

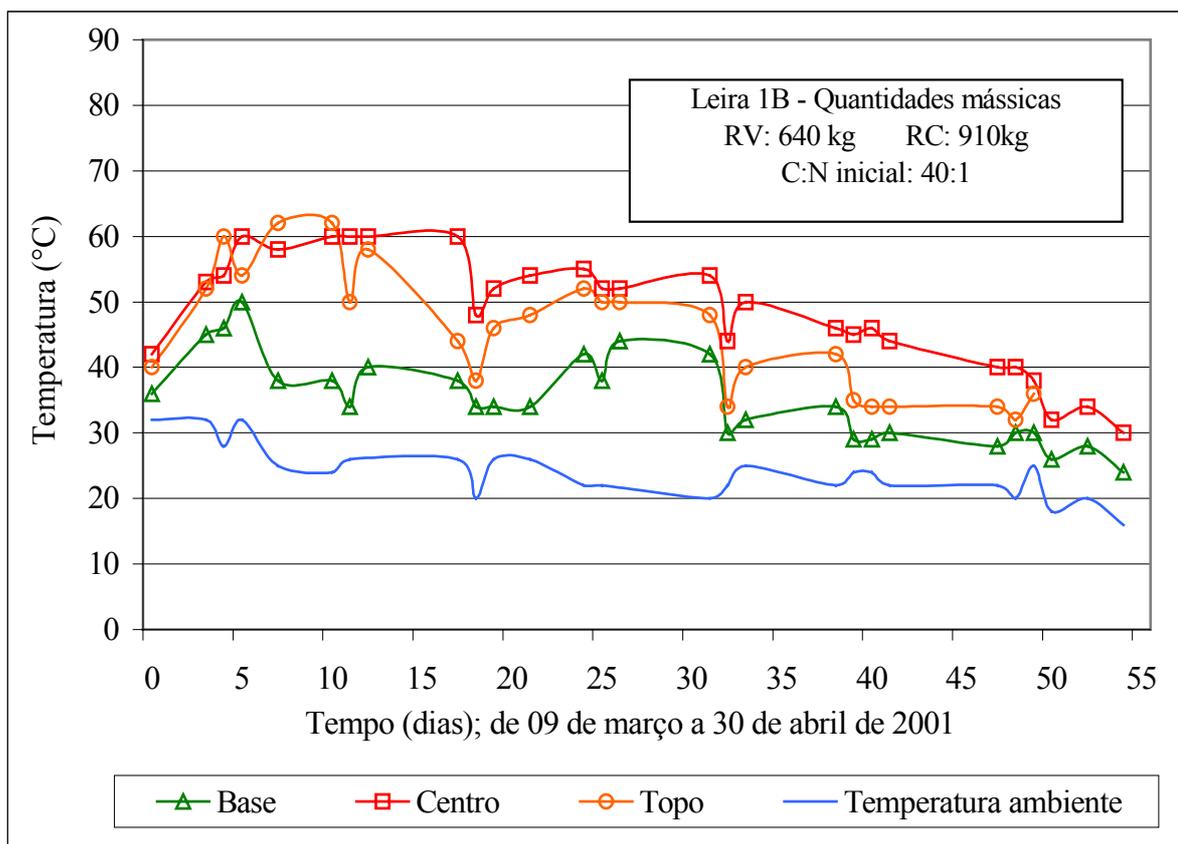


Figura 5.33- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 1B: 1650 kg)

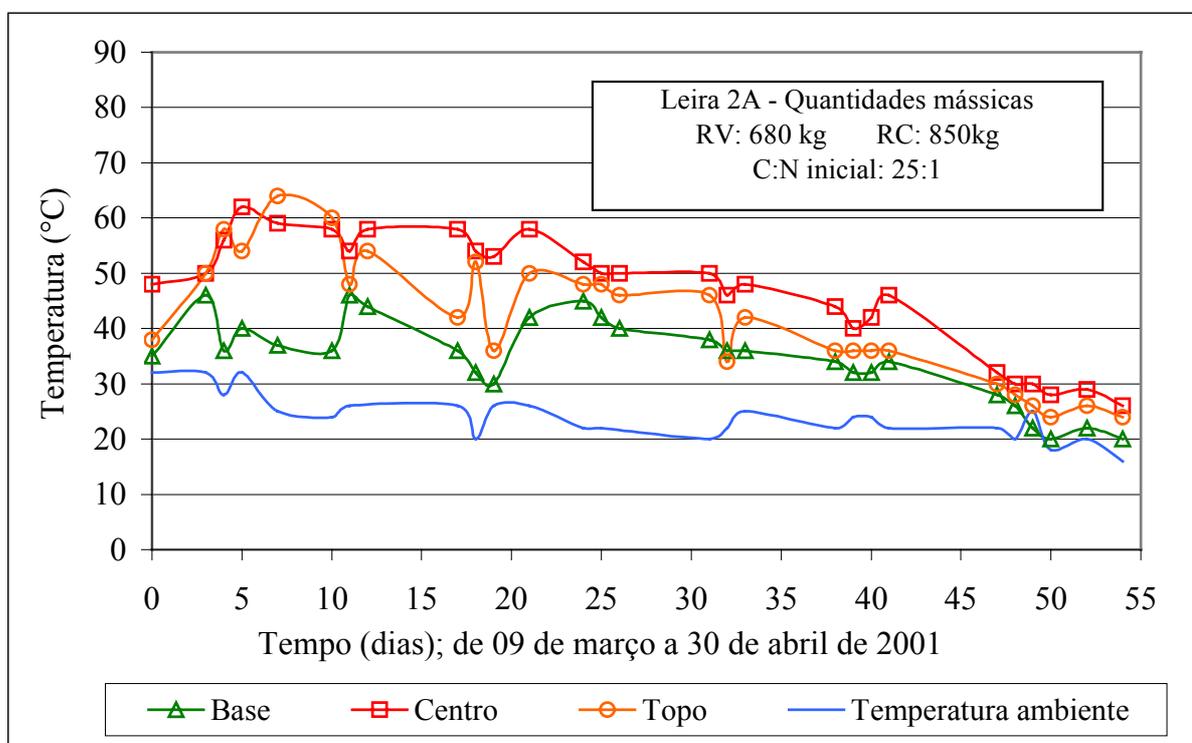


Figura 5.34- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 2A: 1530 kg)

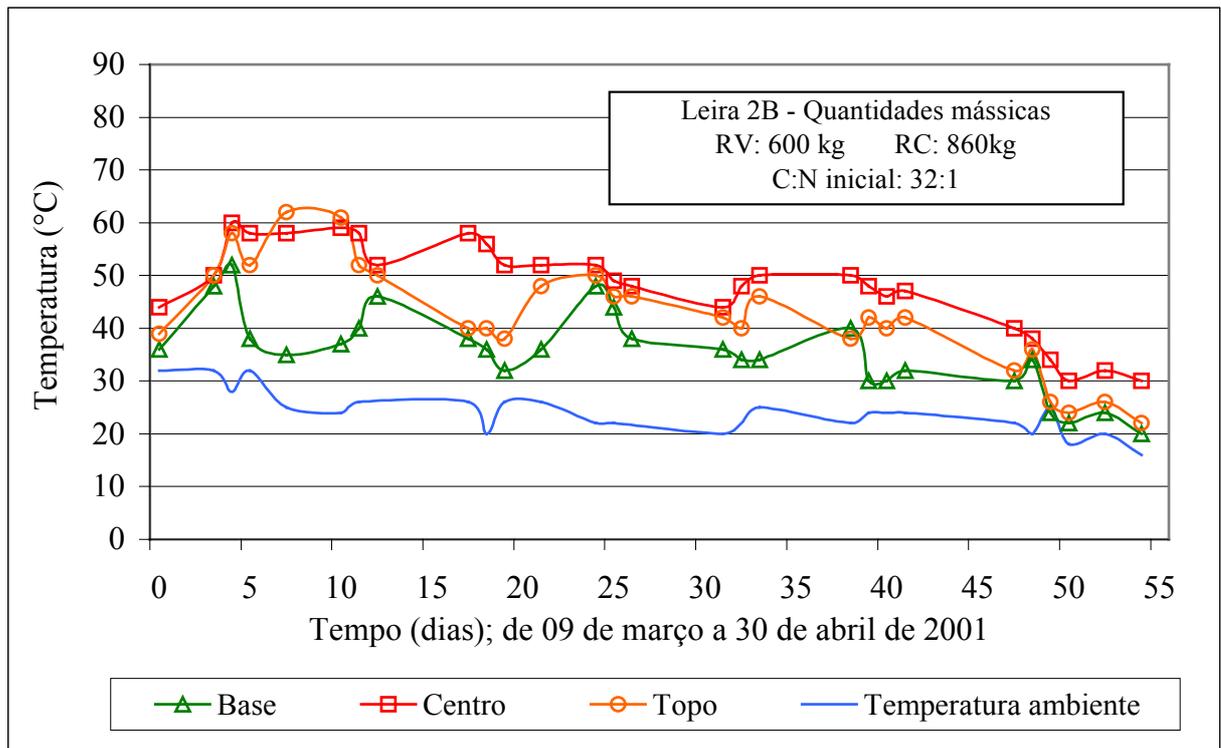


Figura 5.35 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 2B: 1460 kg)

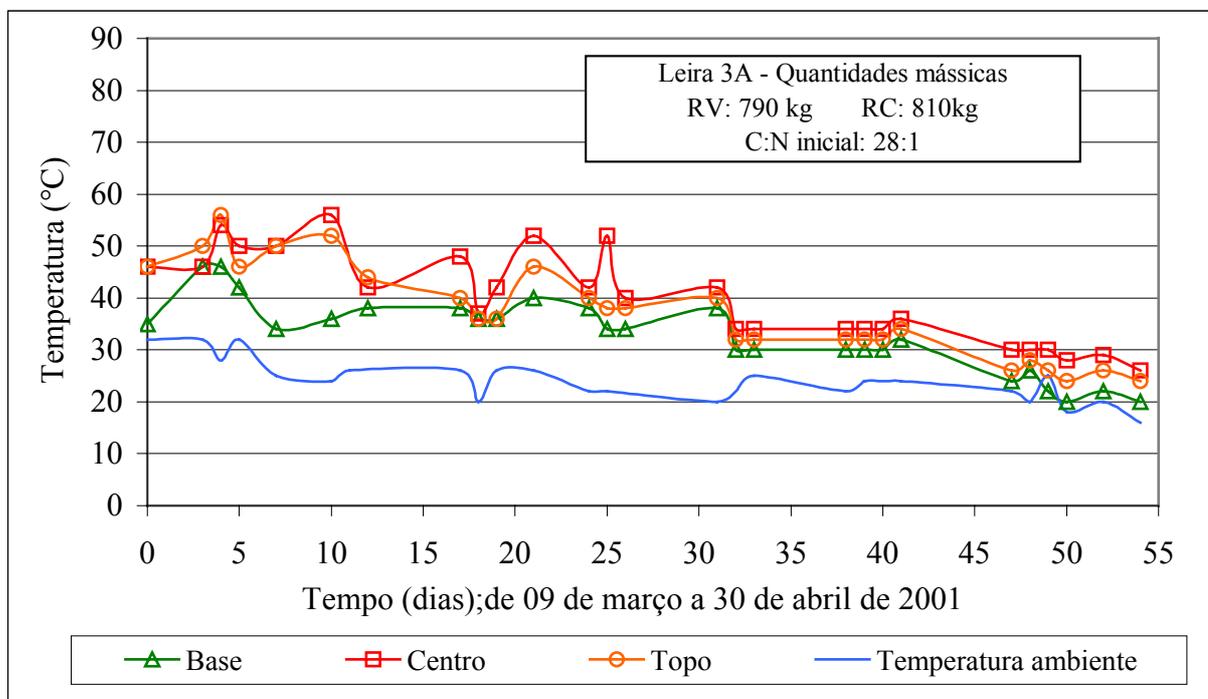


Figura 5.36 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 3A: 1600 kg)

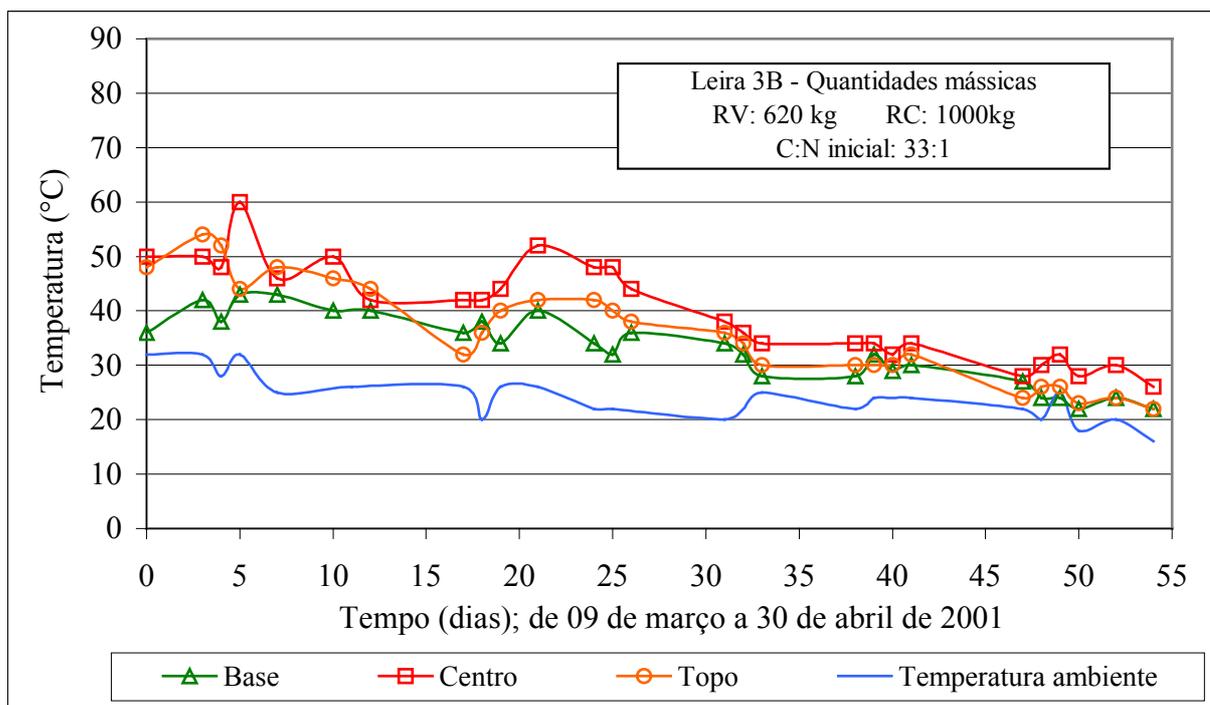


Figura 5.37 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 7 (Leira 3B: 1620 kg)

As leiras não revolvidas (3A e 3B) tiveram o seu período termofílico reduzido a 25 dias, aproximadamente. Portanto, para as mesmas misturas compostadas na etapa 7, com 50% de resíduos de podas e 50% de resíduos da CEASA, o revolvimento de uma vez por semana pode ser considerado adequado, pois apresentou semelhante comportamento na temperatura das leiras, comparada às leiras revolvidas três vezes por semana.

Os resultados analíticos referentes as amostras sólidas coletadas aos 0, 30 e 60 dias de compostagem na etapa 7 estão apresentados nas tabelas A47 a A50 e A52 do anexo. Com base nos resultados da matéria orgânica e carbono orgânico (Tabela A49 do anexo), observou-se reduções de 25,56% e 35,85%, respectivamente, ao final do período. Os substratos sólidos não apresentaram características físicas de material humificado, como por exemplo variada granulometria e forte produção de odores, portanto, a matéria orgânica ainda não estava maturada. Com relação aos demais parâmetros de acompanhamento da bioestabilização da matéria orgânica, tais como: CTC, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito/nitrato, observou-se que houve em todas as leiras a biodegradação dos substratos orgânicos, de forma lenta, não estabilizando a matéria orgânica ao final dos 57 dias de compostagem. As oscilações nos teores de nitrogênio amoniacal e nitrito/nitratos são devidas a adição de esterco, principalmente. Pelas características químicas e físicas dos substratos orgânicos, pela produção de gases característicos de degradação anaeróbia e o rebaixamento brusco da altura (Figura 5.38) e temperatura das leiras nos primeiros 40 dias, coincidente com as altas

precipitações, partiu-se para nova montagem dos experimentos. As leiras sofreram grande compactação, devido as chuvas (precipitações de 122,20 e 294,90 mm nos primeiros dois meses, respectivamente). O grau de compactação foi avaliado pela brusca redução da altura das leiras, as quais partiram de alturas de 1,5 metros e chegaram a, aproximadamente, 1 metro após 40 dias, mesmo com os revolvimentos e a reconfiguração geométrica das leiras. É possível afirmar que a situação climática (elevadas precipitações e baixas temperaturas) afetou o processo de estabilização nas leiras de 1.500 quilos sujeitas as intempéries, pois neste caso, também, a temperatura termofílica permaneceu, ainda, por curto período (30 a 40 dias). Por este motivo, foi necessário repetir o experimento com volume maior de resíduos para comprovar se houve perda de calor pela compactação da leira causada pelas chuvas e se com a ausência desta interferência haveria uma aceleração do processo com a adição do inóculo (esterco de suíno) nestes experimentos. No mesmo período da etapa 7, acompanhou-se apenas a temperatura de outra leira em compostagem no pátio de compostagem do DMLU, montada em 23 de fevereiro de 2001, com resíduos de podas, resíduos da CEASA e resíduo orgânico domiciliar, observando-se que estando em compostagem no mesmo período climático, o processo de biodegradação não foi prejudicado pelas intempéries, devido ao grande volume e maior altura de resíduos em compostagem (aproximadamente 3 metros), normalmente a fase termofílica permanece por mais de 60 dias nas leiras da UTC (Figura 5.39).

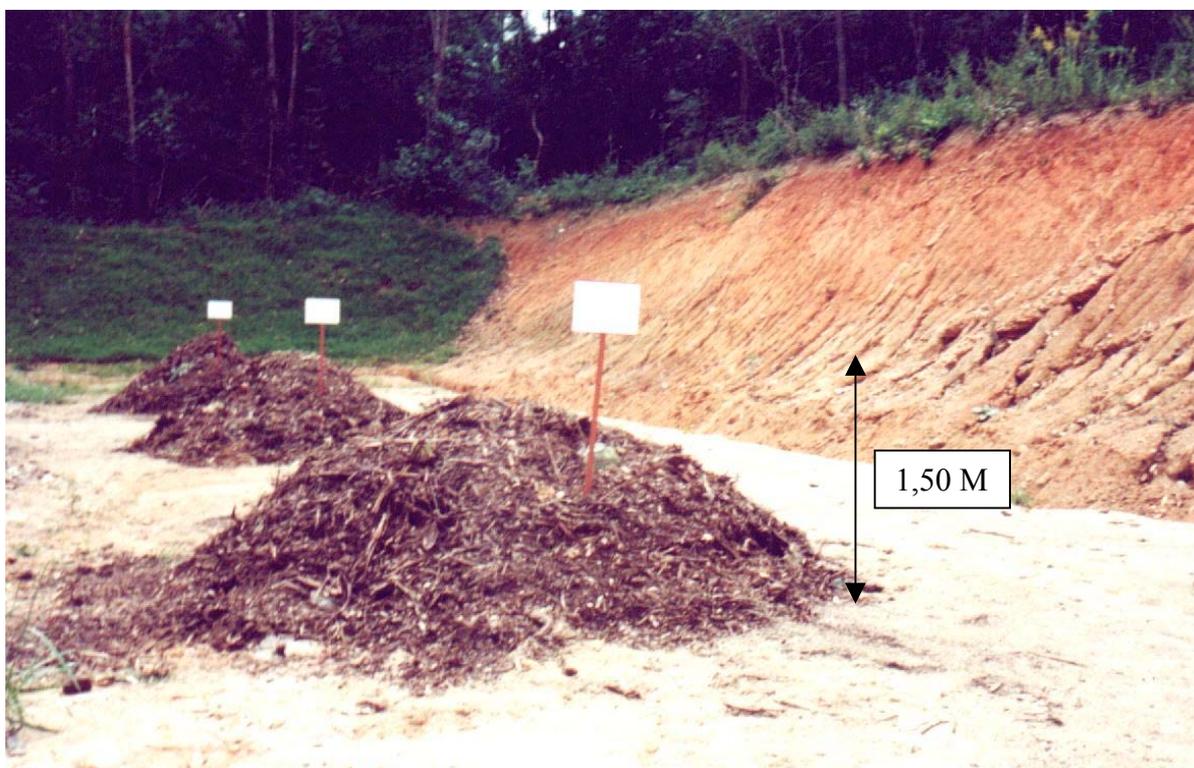


Figura 5.38 - Fotografia das leiras de compostagem da Etapa 7

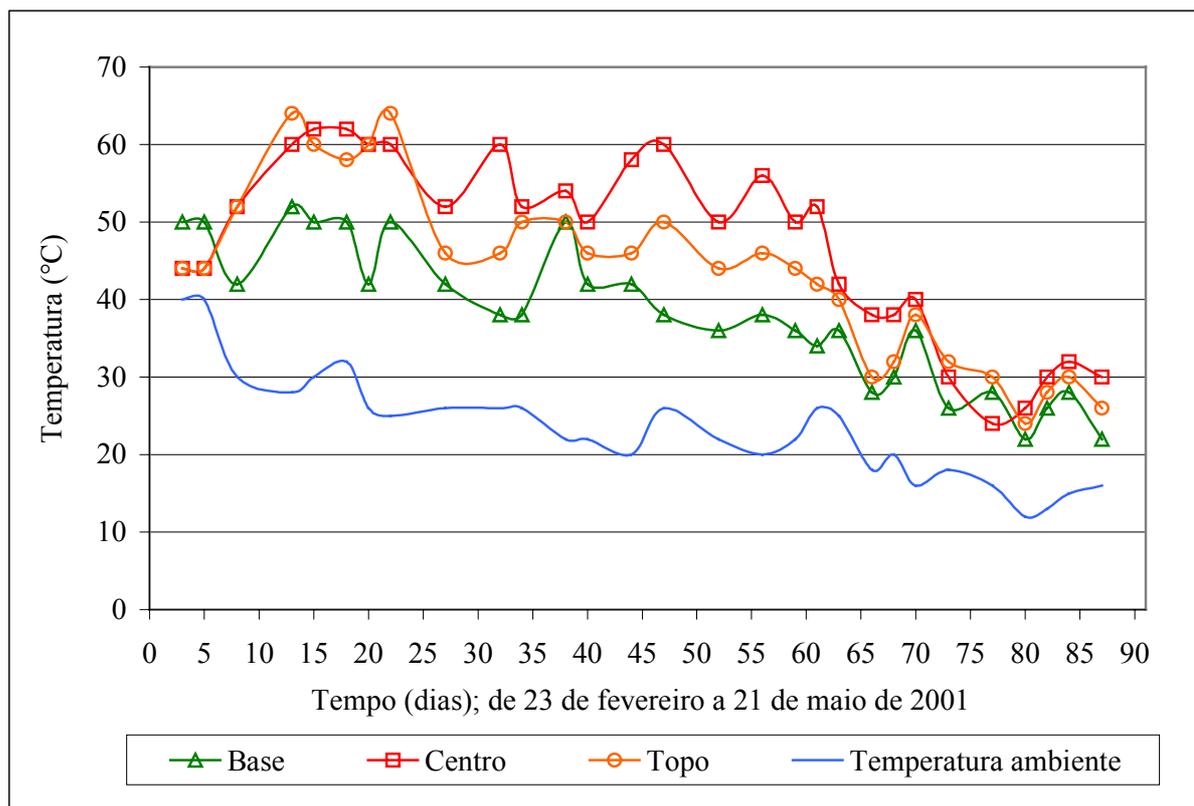


Figura 5.39 - Variação das temperaturas na leira do pátio de compostagem da UTC

Na etapa 8 (montagem no final de maio de 2001), com leiras de 4.000 quilos, foram comparados os sistemas “windrow” e de leiras estáticas aeradas em escala real, para resíduos codispostos a céu aberto. Para efeitos de comparação foi acompanhada uma outra leira da UTC, em escala industrial, onde foi utilizado o formato de leira de seção triangular, com alturas iniciais de aproximadamente 2,5 metros e comprimentos de 30 a 50 metros. Nesta leira, montada em 26 de junho de 2001, foram codispostos resíduos orgânicos domiciliares, resíduos orgânicos de supermercados, resíduos orgânicos da CEASA e resíduos de podas urbanas (triturados), nas proporções de 43%, 30%, 25% e 2% (em peso úmido), respectivamente, totalizando 65.000 kg de resíduos. Esta leira foi acompanhada no mesmo período da etapa 8, portanto na mesma situação climática.

Nas leiras da etapa 8, com aeração forçada e revolvidas sistematicamente, a fase termofílica permaneceu por apenas 25 dias (Figuras 5.39 a 5.42) e como a temperatura ambiente esteve abaixo de 20°C em praticamente todo o período, não houve o retorno a essa fase. Na leira da UTC, a fase termofílica permaneceu por mais de 60 dias (Figura 5.44), portanto não teve interferência da temperatura ambiente. Nesta leira foi realizado revolvimento mecânico sistemático três vezes por semana, durante a fase termofílica. Os resultados da etapa 8 estão apresentados nas tabelas A53 a A55 e A57 do anexo.

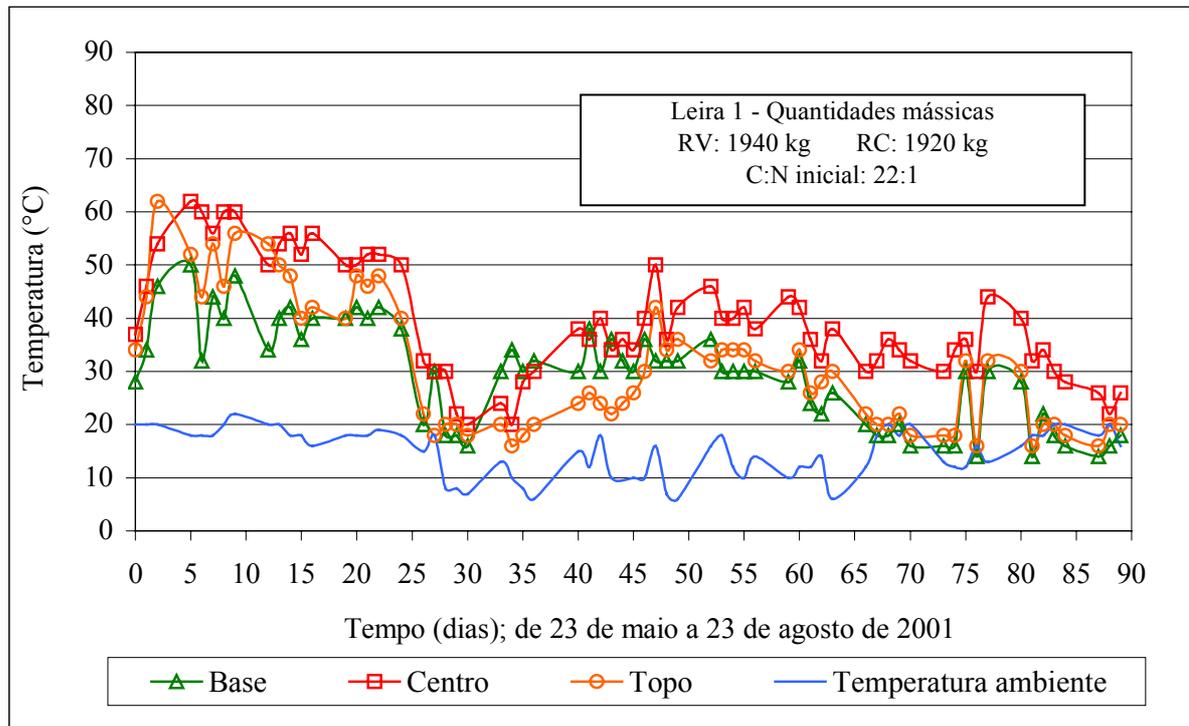


Figura 5.40- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 1 com aeração forçada: 3860 kg)

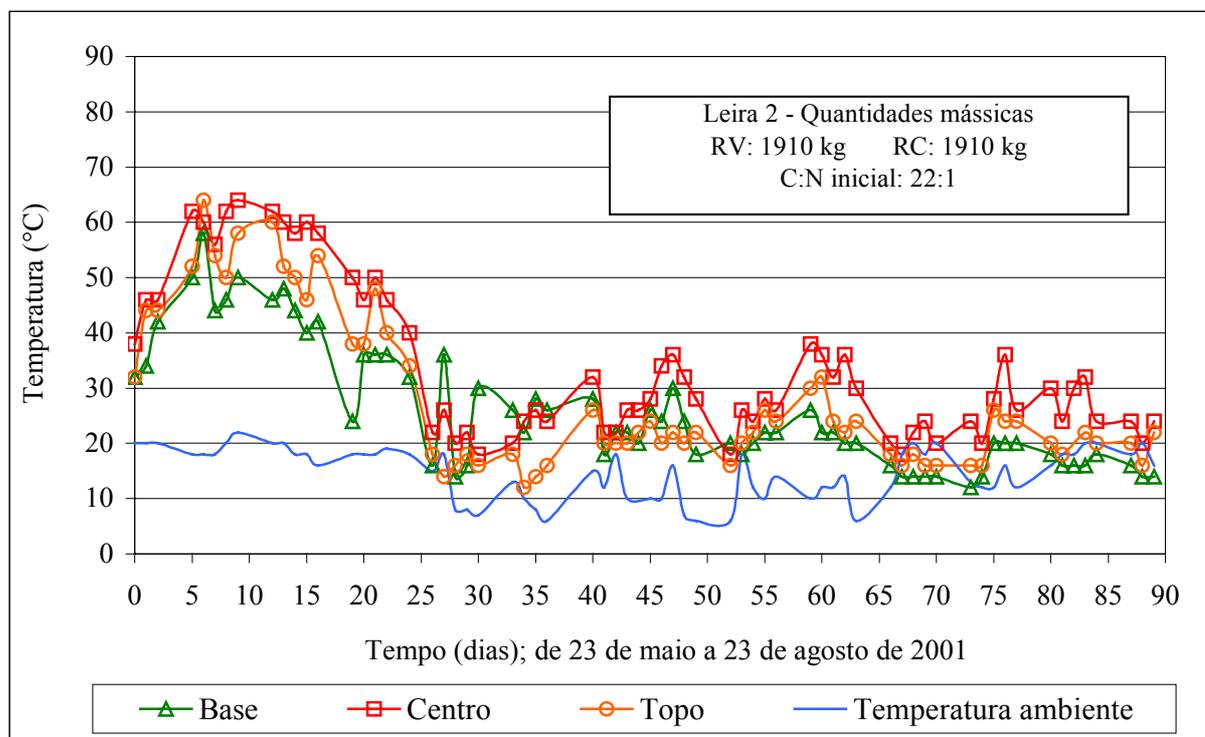


Figura 5.41- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 2 com aeração forçada: 3820 kg)

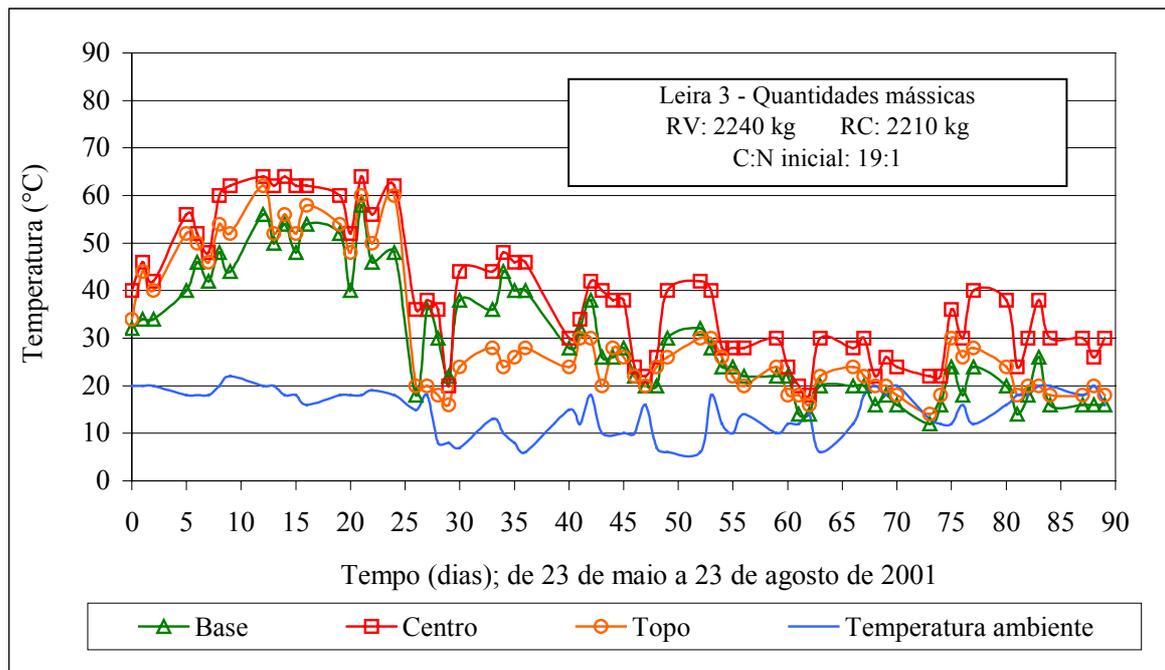


Figura 5.42- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 3 “windrow” com revolvimento: 4450 kg)

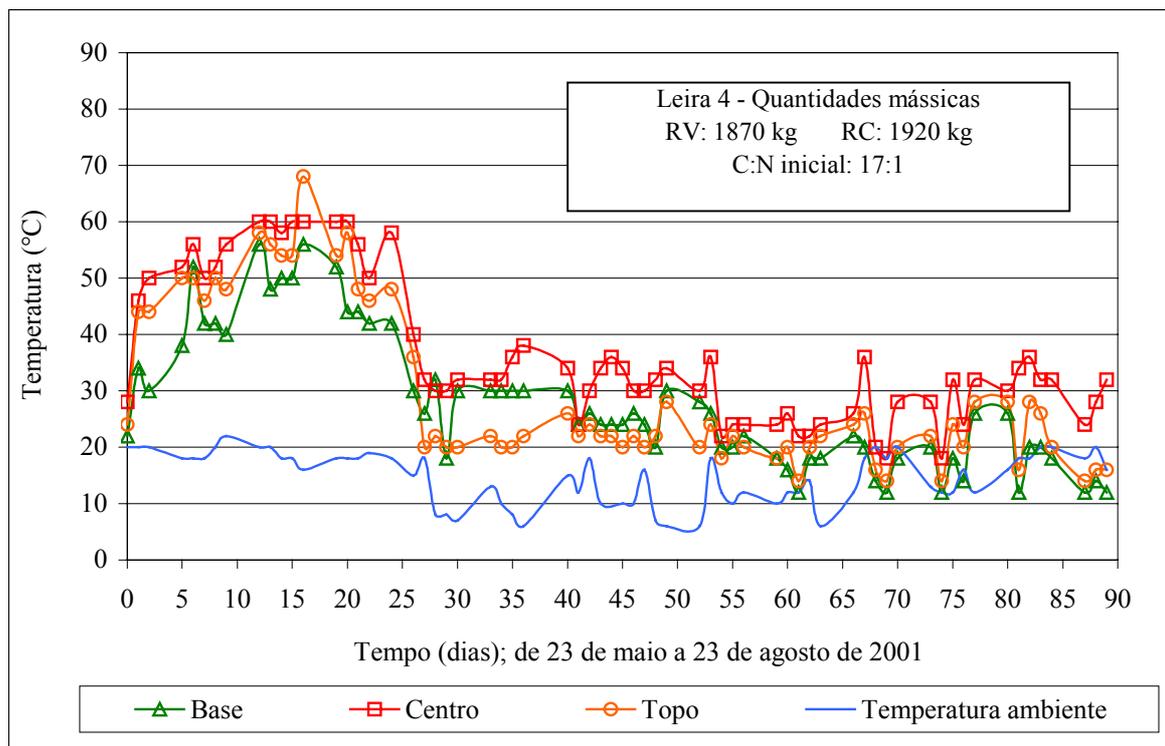


Figura 5.43- Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 8 (Leira 4 “windrow” com revolvimento: 3830 kg)

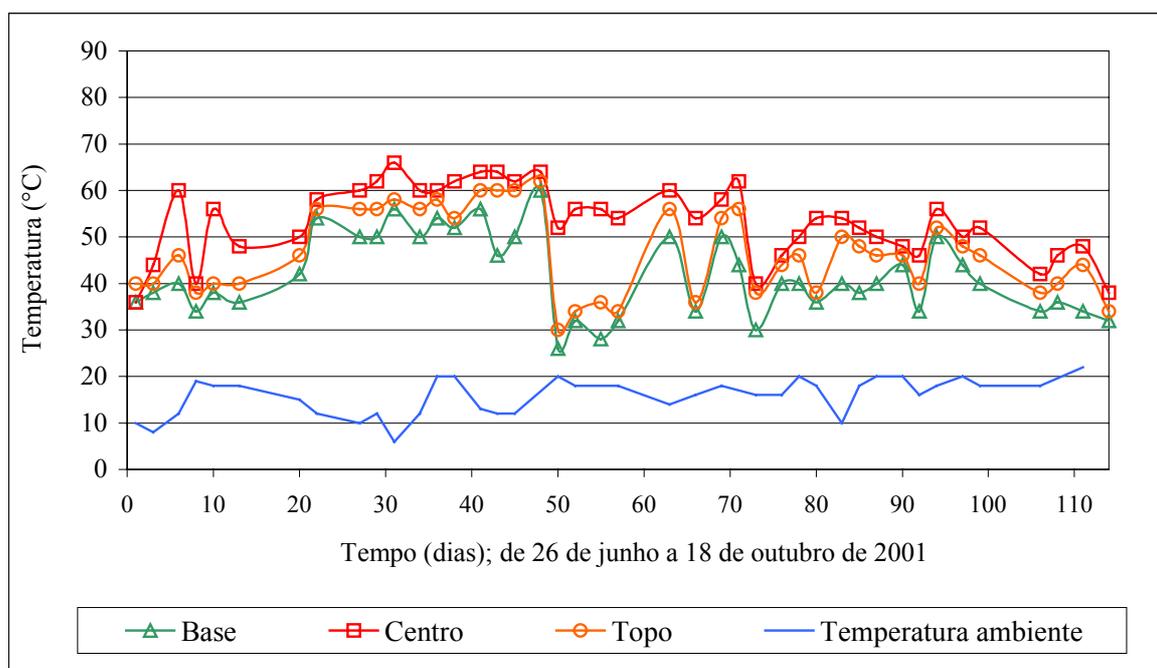


Figura 5.44 - Variação das temperaturas na leira do pátio de compostagem da UTC : 65000 kg

Analisando-se somente o perfil das temperaturas nas leiras da etapa 8 poder-se-ia afirmar que houve aceleração do processo pelos dois sistemas de aeração e adição de inóculo, comparando-se com a etapa 7, no entanto, com base nos resultados de matéria orgânica e de carbono orgânico, observou-se baixos percentuais de redução ao longo dos 116 dias de compostagem (Tabelas A53 do anexo). A redução do teor de matéria orgânica foi de 11,26% e 18,52% e do teor de carbono orgânico de 7,95% e 20,25%, para as leiras com aeração forçada e revolvidas, respectivamente. Além destas observações, assim como ocorreu na etapa 7, houve grande compactação na massa de resíduos e ao final do período de observação o material apresentava granulometria variada e odor característico de material não estabilizado. No entanto, os resultados demonstraram que as leiras revolvidas, no presente estudo, apresentaram melhor eficiência de decomposição.

#### 5.1.4 Compostagem de resíduos sólidos domiciliares, podas e resíduos de hortifrutigranjeiros em escala real

##### 5.1.4.1 Balanço de massa (etapa 9)

Nesta etapa objetivou-se avaliar as características químicas do composto orgânico produzido na compostagem tipo “windrow”, com revolvimento e irrigação sistemáticos, onde foram misturados aos resíduos orgânicos domiciliares, os resíduos verdes de podas urbanas e

os resíduos orgânicos de companhias de abastecimento de alimentos (CEASA e supermercados). Foi realizado também, nesta etapa, o balanço de massa do processo em escala real com leiras compostadas da UTC. Para tanto, foram montadas três leiras de compostagem, denominadas leiras LRI<sub>1</sub>, LRI<sub>2</sub> e LRI<sub>3</sub>. O perfil das temperaturas das leiras na etapa 9 estão apresentados nas figuras 5.45 a 5.47.

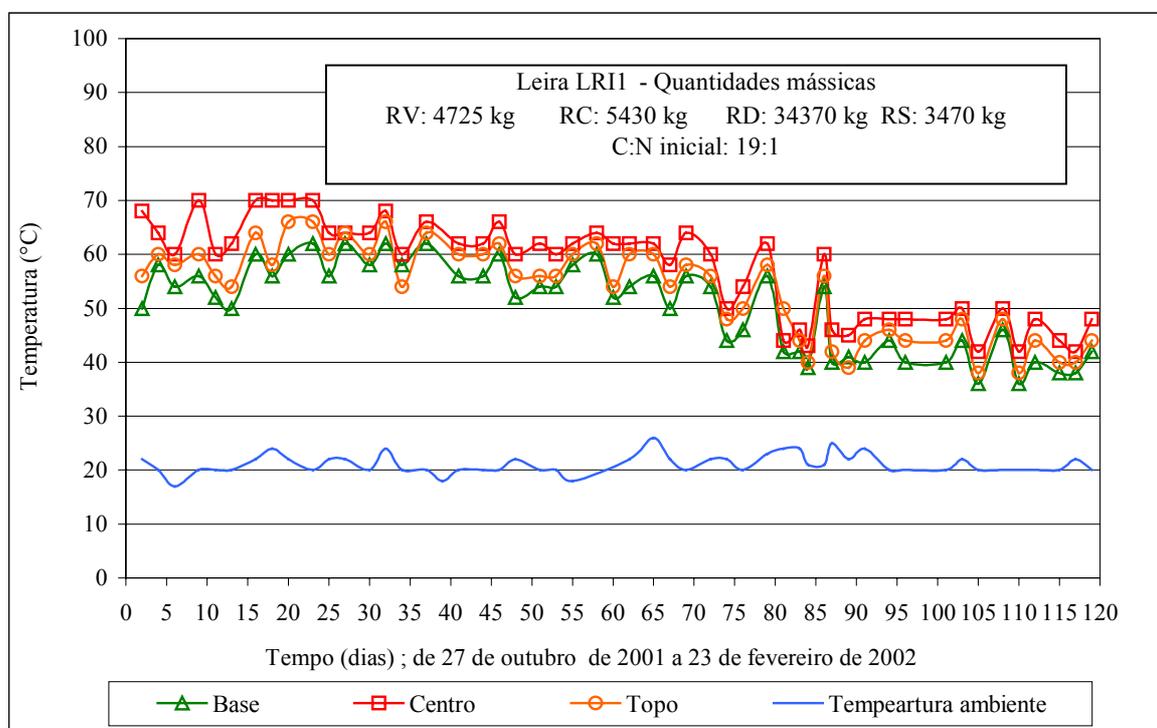


Figura 5.45-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 9 (leira LRI<sub>1</sub>: 47995 kg)

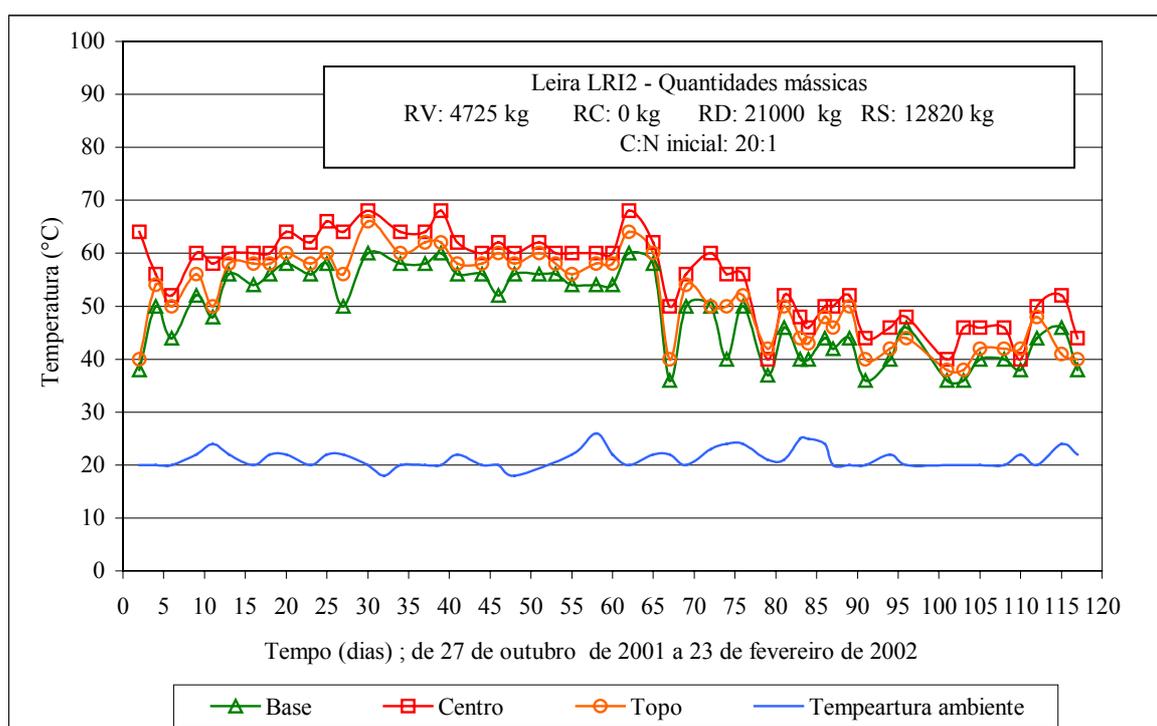


Figura 5.46-Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 9 (Leira LRI<sub>2</sub>: 38545 kg)

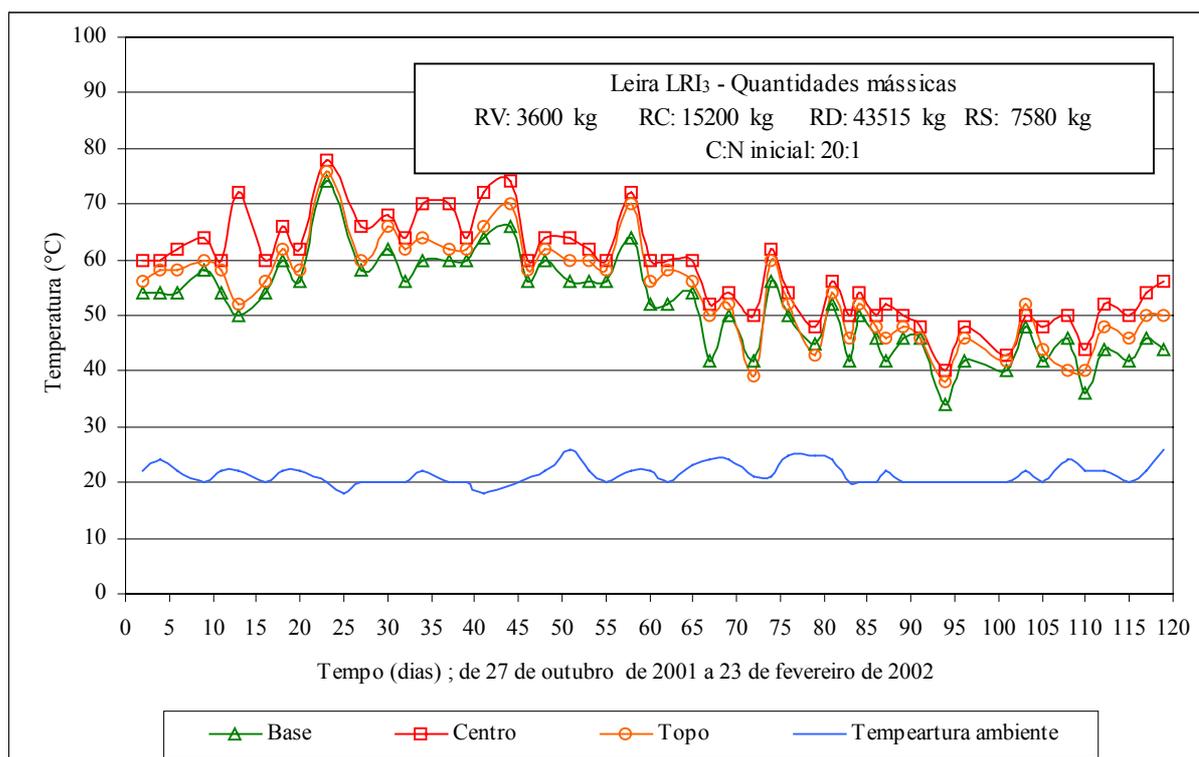


Figura 5.47 - Variação das temperaturas na compostagem da Etapa 9 (Leira LRI<sub>3</sub>: 69895 kg)

Os resultados da bioestabilização dos substratos sólidos da compostagem em escala real estão apresentados nas tabelas 5.4 e 5.5, ao início (calculado através das análises dos resíduos brutos) e término do experimento.

Tabela 5.4 - Característica dos substratos brutos no início da compostagem (etapa 9)

Leira	Umidade (%)	pH	MO (%)	CO (%)	N (%)	C:N
LRI <sub>1</sub>	68,37	6,52	62,00	32,99	1,78	19:1
LRI <sub>2</sub>	69,52	6,03	67,76	32,07	1,59	20:1
LRI <sub>3</sub>	72,22	6,07	67,91	34,72	1,81	19:1

Tabela 5.5 - Característica dos substratos brutos no término da compostagem (etapa 9)

Leira	Umidade (%)	pH	MO (%)	CO (%)	N (%)	C:N
LRI <sub>1</sub>	38,40	9,1	25	14,5	1,06	14:1
LRI <sub>2</sub>	38,50	9,2	26	15,2	1,00	15:1
LRI <sub>3</sub>	33,70	8,8	25	12,4	1,00	12:1

O resíduo 1 (orgânico domiciliar) apresentou umidade na faixa de 60%, considerada adequada para a compostagem. Os resíduos brutos 2 e 3, provenientes das coletas especiais,

ou seja, resíduos orgânicos hortifrutigranjeiros, possuem elevada umidade (82% a 90%), portanto já é esperada a redução significativa de massa devido a perda de umidade ao final da compostagem. O resíduo 4 (podas urbanas), devido ao seu elevado teor carbonáceo e baixa umidade tem a capacidade estruturante e de absorção de água, o qual foi utilizado como base e cobertura das leiras. Foi importante a incorporação dos resíduos provenientes das coletas especiais, devido as características físico-químicas do resíduo 1, isto é, pela quantidade elevada de material carbonáceo (papéis, folhas e galhos) contida no mesmo. As misturas codispostas nas leiras obtiveram teores de umidade de 68 a 73%, no início da compostagem. A manutenção da umidade foi garantida pela irrigação das leiras.

Os resultados do balanço de massa das leiras compostadas na etapa 9 estão apresentados nas tabelas 5.5 e 5.6. Em média, o percentual do rejeito da peneira em relação ao composto é de 37,51% (Tabela 5.6). Observa-se que, na UTC, o composto humificado não peneirado é armazenado à céu aberto e portanto, dependendo da situação climática, ocorrem perdas significativas de composto no peneiramento devido à formação de grânulos do mesmo acima da malha da peneira (20 mm).

Tabela 5.6 - Balanço de massa da compostagem (etapa 9)

Leira	Massa total início da compostagem	Massa total após a compostagem	Rejeito da peneira	Rejeito em relação à massa total inicial	Rejeito em relação ao composto humificado
	kg (em peso úmido)			% (em peso úmido)	
LRI <sub>1</sub>	47995	21880	4630	9,65	21,16
LRI <sub>2</sub>	38545	15570	6650	17,25	42,71
LRI <sub>3</sub>	69895	26070	12689	18,15	48,67
			Média	15,02	37,51

De acordo com o balanço de massa apresentado na tabela 5.7, verificou-se no presente estudo que, na compostagem de resíduos sólidos urbanos, o percentual médio de húmus obtido, ao final de 120 dias, foi equivalente a 26,08% dos resíduos orgânicos totais. Verifica-se que a maior perda de massa corresponde à redução da umidade. As leiras perderam em média 47,71 da sua umidade inicial. A massa perdida pela decomposição resultou, em média, 11,58%, calculados pela redução de matéria seca (Tabela 5.8).

Tabela 5.7 - Quantificação dos resíduos orgânicos após a compostagem (em peso úmido)

Leira	Massa total início da compostagem	Massa total após a compostagem	Perda de massa	Perda de massa após compostagem	Composto humificado em relação a massa total inicial	Composto humificado após peneiramento em relação à massa inicial
	kg (em peso úmido)			% (em peso úmido)		
LRI <sub>1</sub>	47995	21880	26115	54,41	45,59	35,94
LRI <sub>2</sub>	38545	15570	22975	59,60	40,39	23,14
LRI <sub>3</sub>	69895	26070	43825	62,70	37,30	19,15
			Média	58,90	41,09	26,08

Tabela 5.8 – Balanço de massa ao início e término da compostagem

Substrato	Início da compostagem			Término da compostagem					
	Umidade (%)	Massa seca (%)	Massa seca (kg)	Umidade (%)	Massa seca (%)	Massa seca (kg)	Umidade perdida (%)	Perda em massa seca (%)	Perda total de umidade em relação a umidade inicial (%)
Podas	66	34	-	-	-	-	-	-	-
Supermercado	90	10	-	-	-	-	-	-	-
CEASA	82	18	-	-	-	-	-	-	-
Domiciliar	49	51	-	-	-	-	-	-	-
LRI <sub>1</sub>	68	32	15177	38,4	61,60	13478	29,6	11,20	43,53
LRI <sub>2</sub>	71	29	11119	38,5	61,65	9576	32,5	13,88	45,77
LRI <sub>3</sub>	73	27	19131	33,7	66,30	17284	39,3	9,65	53,83
Médias				36,87	63,18	13446	33,80	11,58	47,71

#### 5.1.4.2 Efeito do revolvimento sistemático e da irrigação nos experimentos da compostagem em grandes volumes (etapas 10 e 11)

O objetivo destas etapas foi avaliar a influência da aeração, através de revolvimento sistemático, e a frequência de irrigação, em leiras de compostagem tipo “windrow”, na decomposição de resíduos orgânicos de origem urbana (resíduos orgânicos domiciliares e especiais provenientes de podas urbanas e de centrais de abastecimento de alimentos). O início da montagem foi realizada em diferentes períodos climáticos do Rio Grande do Sul, ou

seja, no início do inverno e no final do verão. Já foi comprovado nesta pesquisa que a compostagem de resíduos com diferentes características pode favorecer o ajuste de algumas variáveis de controle do processo, como a umidade, aeração e relação C:N. Devido a heterogeneidade dos resíduos compostados não foi possível ajustar as variáveis nos diferentes períodos climáticos para relação C:N adequada (30:1), assim estabeleceu-se as mesmas proporções de resíduos. Portanto, as leiras do inverno apresentaram relação C:N inicial de 15:1 (média) e as leiras do verão apresentaram relação de 14:1, o que se deve, principalmente, ao maior teor de nitrogênio inicial dos substratos utilizados neste período. As leiras montadas no início do inverno apresentaram diferentes faixas de umidade ao longo do desenvolvimento do processo (Figura 5.48). Somente as leiras irrigadas apresentaram, em todo o período observado, faixa ideal de umidade para a bioestabilização da matéria orgânica próximas de 55°C. Pode-se afirmar que, no presente caso, no referido período, foi necessária a irrigação para a manutenção da umidade nos patamares desejados.

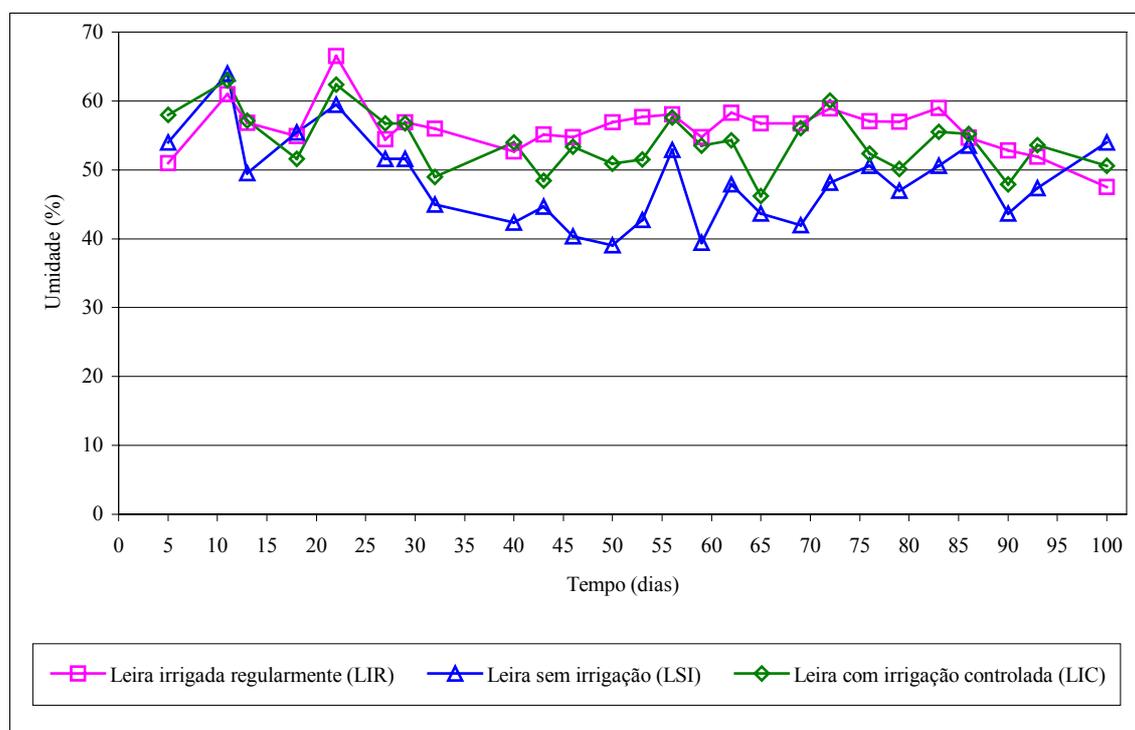


Figura 5.48 - Umidade dos substratos na compostagem (Etapa 10)

Os resultados da umidade nos substratos das leiras montadas no final do verão (Figura 5.49) demonstraram que a irrigação também foi necessária, neste período, para os resíduos compostados, para manutenção da faixa ideal de umidade. As leiras irrigadas montadas no início do inverno, apresentaram umidades, médias, de 55%, enquanto que as leiras irrigadas montadas no verão apresentaram umidades, médias, de 51%. No primeiro mês de compostagem das leiras montadas no final do verão (Etapa 11) a umidade permaneceu abaixo

de 50%. Em um processo eficiente, a atividade biológica é intensa no início da compostagem e, portanto, haverá grande liberação de calor e evaporação de água. É necessário repor a umidade, se esta estiver abaixo de 55%. Analisando-se o gráfico da umidade das leiras nesta etapa, avalia-se que provavelmente com o aumento da frequência de irrigação, no presente caso, nos primeiros trinta dias, seria elevada a umidade aos patamares desejados.

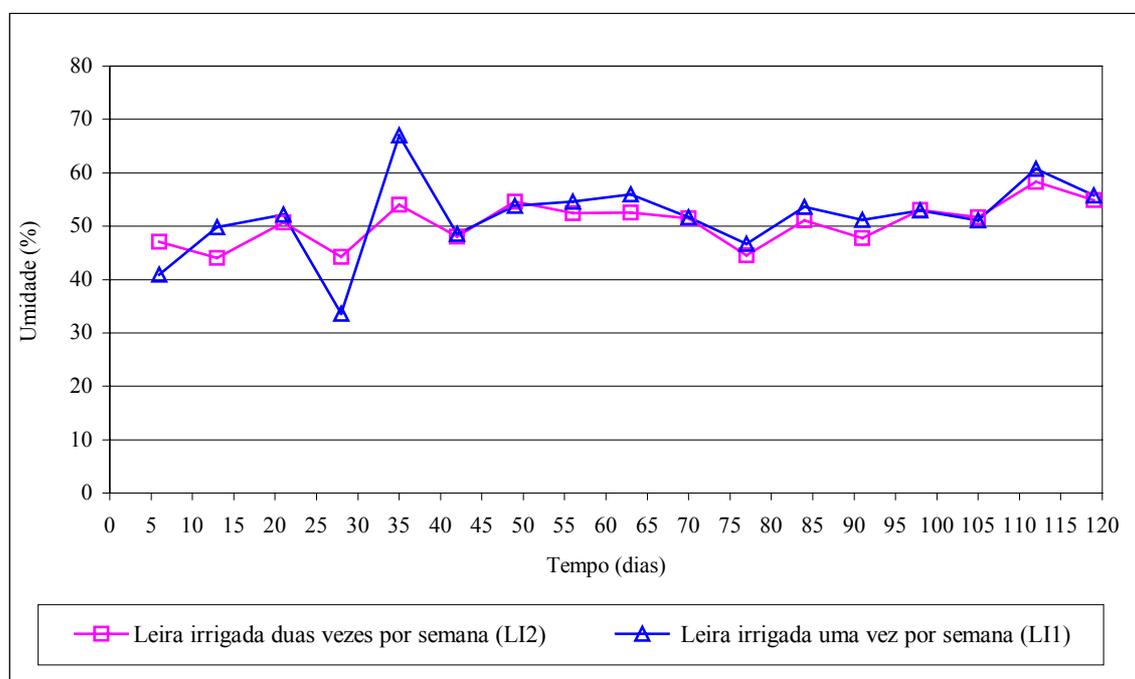


Figura 5.49- Umidade dos substratos na compostagem (Etapa 11)

Os gráficos das temperaturas e os volumes de irrigação na Etapa 10 da compostagem estão apresentados nas figuras 5.50, 5.51 e 5.52.

Pela análise das temperaturas nas leiras da Etapa 10, montadas no início do inverno, observou-se, neste caso também, que mesmo em período de baixas temperaturas ambiente (próximas de 15°C), o período termofílico das leiras foi de 60 a mais de 100 dias. A eficiência do processo de biodegradação foi avaliada pela redução da matéria orgânica ao longo do período de compostagem e pelo acompanhamento dos perfis de temperatura. O teor inicial de matéria orgânica, nas leiras desta etapa, foram de 56,08% na LIR, 76,14% na LSI e 76,98% na LIC, que atingiram valores de, 41,42%, 46,35% e 45,17%, respectivamente, ao final dos 88 dias de compostagem (Figura 5.53). Tendo em vista que as leiras montadas não representavam reprodutibilidade, ou seja, não é possível garantir as mesmas características físicas, químicas e biológicas nos substratos utilizados em larga escala, avaliou-se que em termos de biodegradação, as leiras apresentaram reduções significativas nos teores de matéria orgânica, ou seja, de 53,91%, 48,32% e 49,60% para as leiras LIR, LSI e LIC,

respectivamente, correspondendo a média global de  $50,61 \pm 2,93$  (média  $\pm$  desvio padrão). No entanto, a LIR (leira irrigada regularmente) apresentou melhor eficiência.

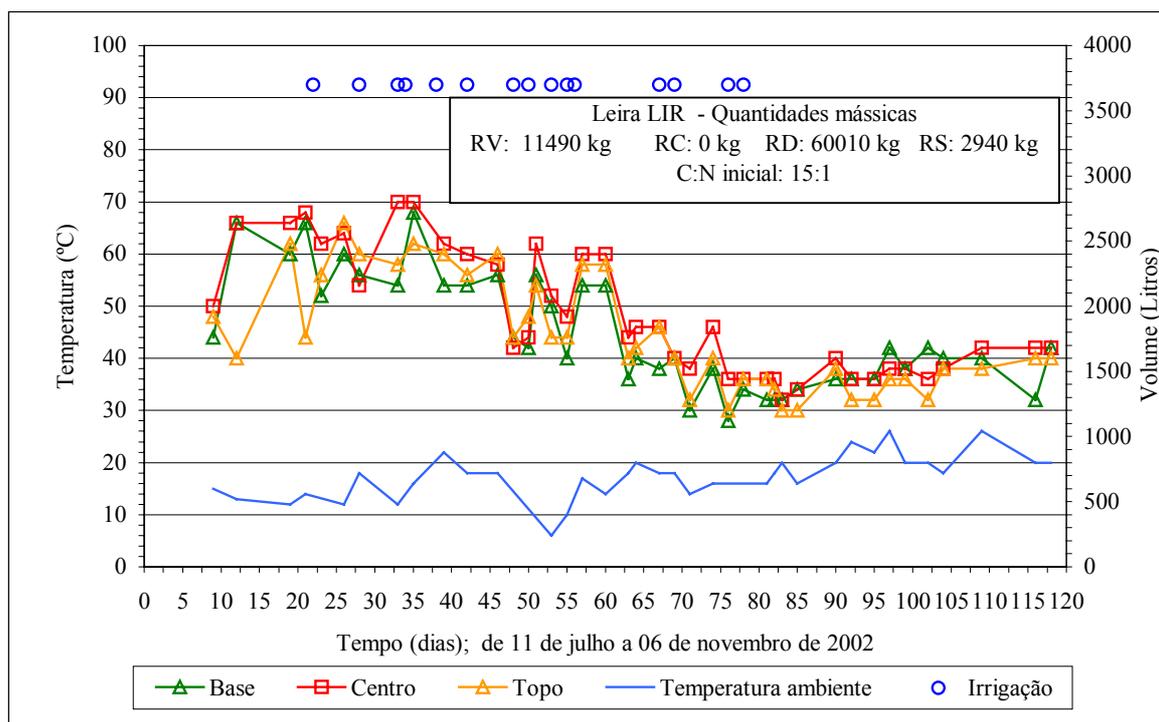


Figura 5.50- Variação das temperaturas e volumes de irrigação na Etapa 10 da compostagem (Leira irrigada regularmente: 74440 kg)

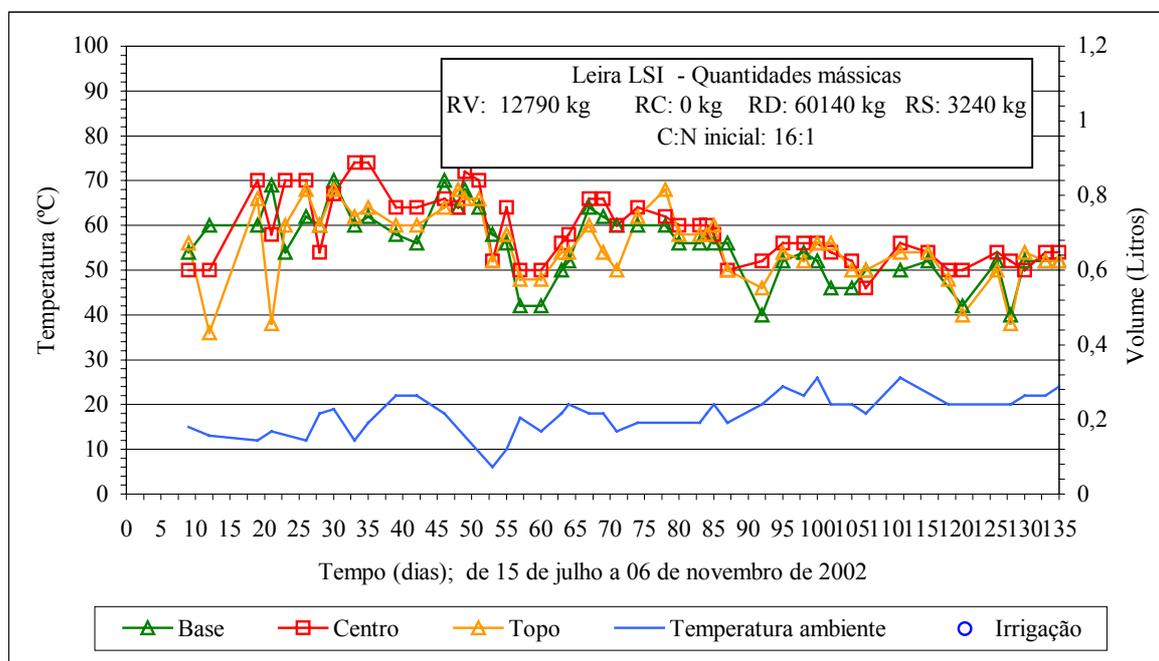


Figura 5.51- Variação das temperaturas dos substratos sólidos na Etapa 10 da compostagem (Leira sem irrigação: 76170 kg)

A etapa 10, com leiras montadas no início do inverno (julho de 2002), as elevadas precipitações nos primeiros três meses (Tabelas A90 do anexo), provavelmente tenham

auxiliado na manutenção da umidade nas três leiras de compostagem, no entanto foi observada a compactação da massa em decomposição. A compactação das leiras observada durante as chuvas, provavelmente diminuiu os espaços vazios, dificultou a aeração e, em consequência, pode ter provocado o prolongado período de estabilização, observado nos gráficos das temperaturas, principalmente nas leiras sem ou com pouca irrigação.

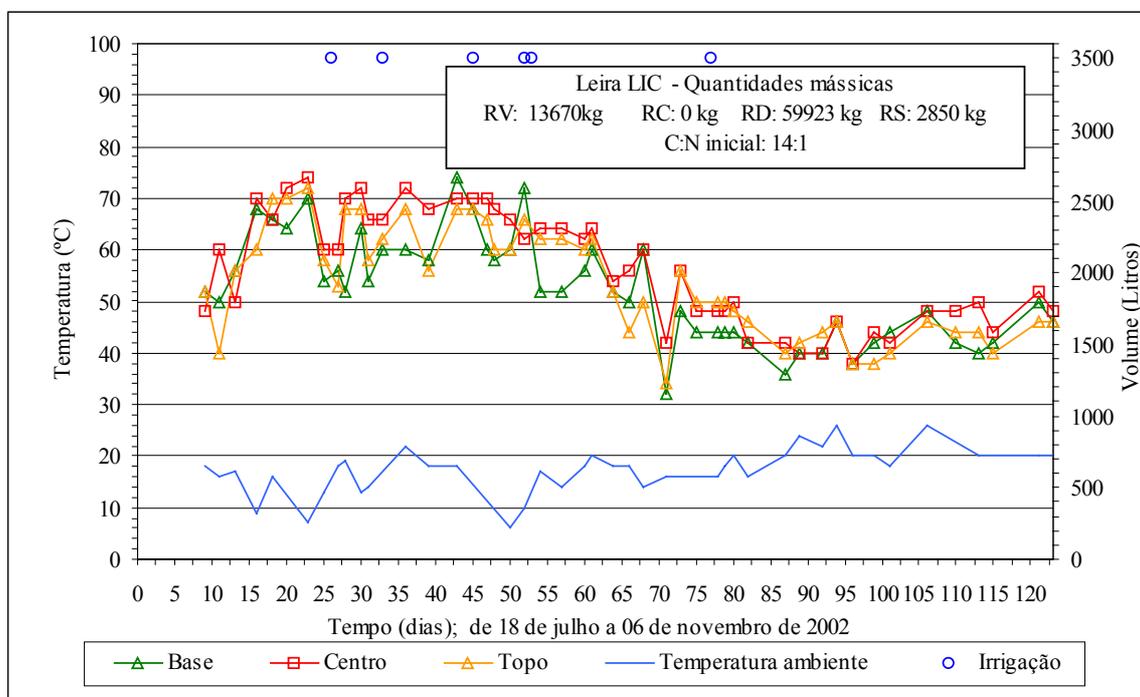


Figura 5.52- Variação das temperaturas dos substratos sólidos e volumes de irrigação na Etapa 10 da compostagem (leira com irrigação controlada: 76443 kg)

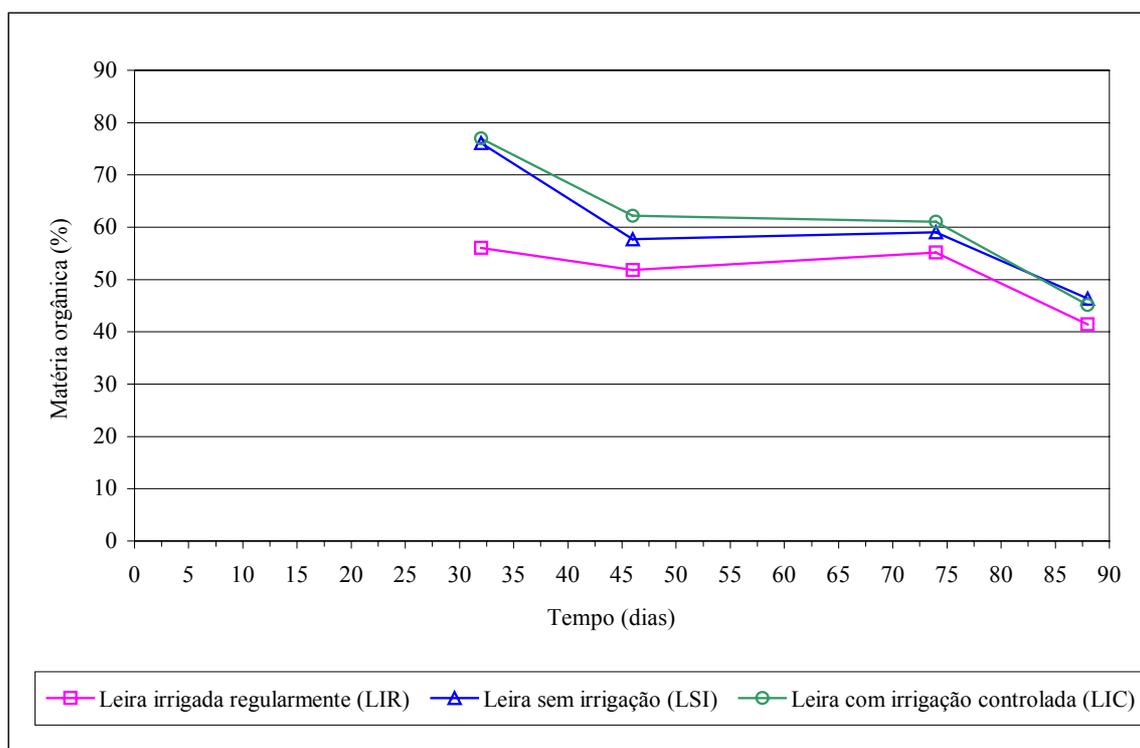


Figura 5.53- Matéria orgânica dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 10)

Os gráficos das temperaturas e os volumes de irrigação na Etapa 11 da compostagem estão apresentados nas figuras 5.54 e 5.55.

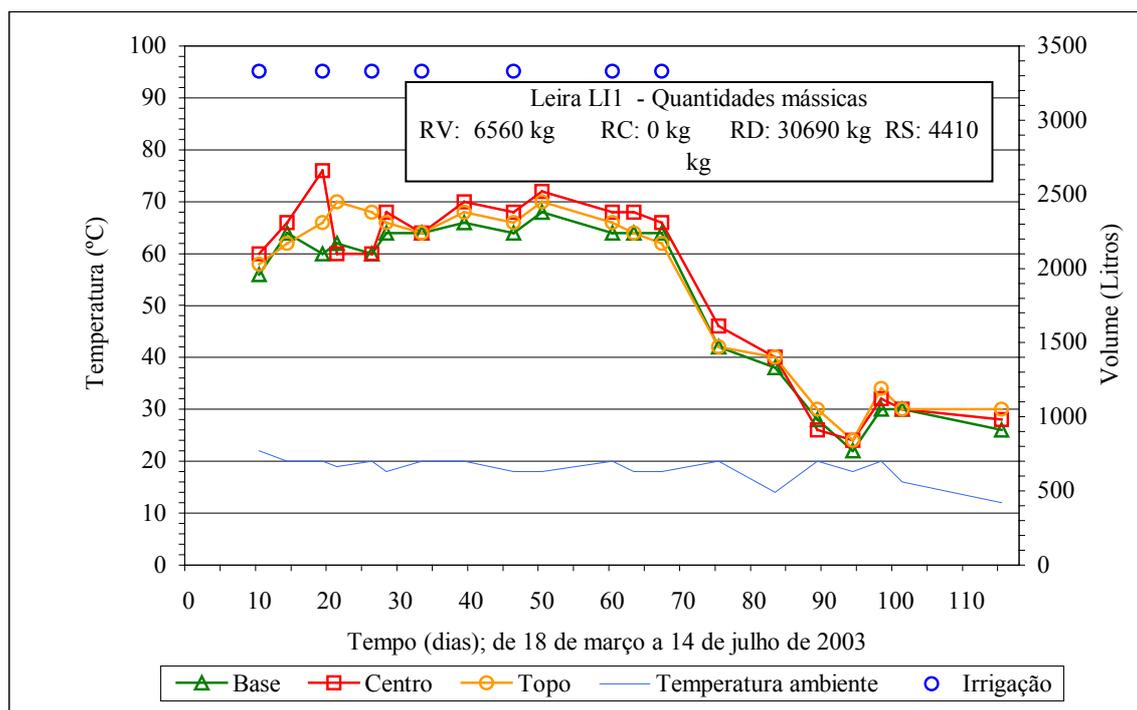


Figura 5.54- Variação das temperaturas dos substratos sólidos e volumes de irrigação na Etapa 11 da compostagem (Leira irrigação uma vez por semana: 41660 kg)

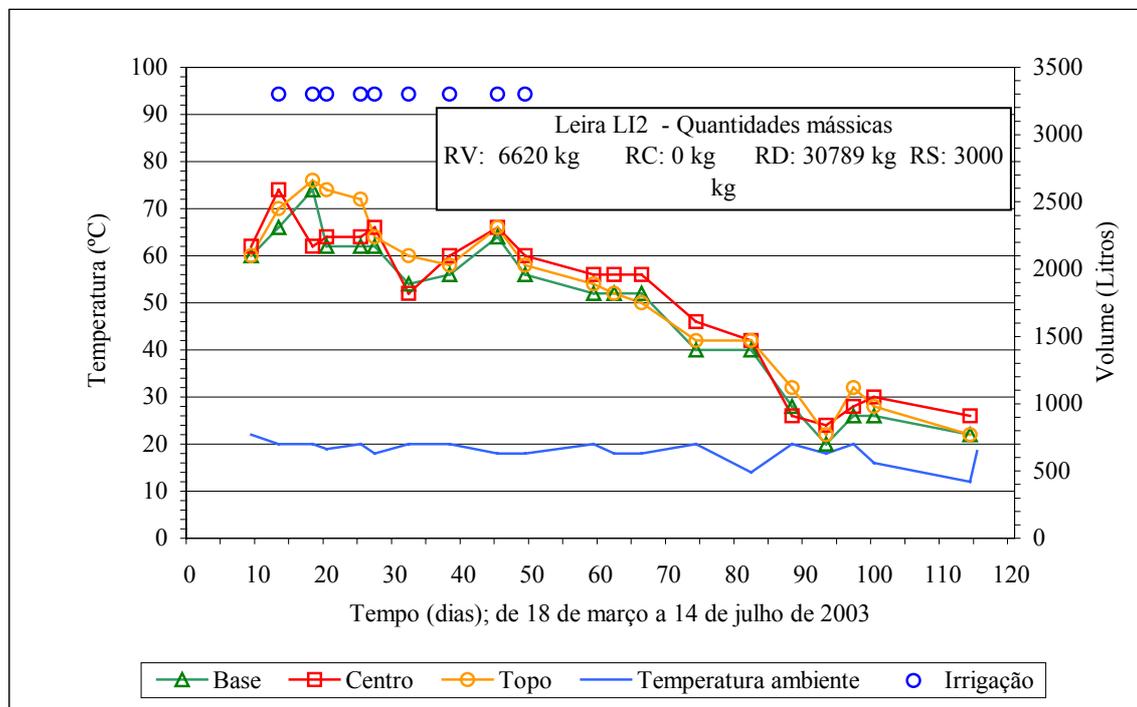


Figura 5.55 Variação das temperaturas dos substratos sólidos e volumes de irrigação na Etapa 11 da compostagem (Leira irrigada duas vezes por semana: 40409 kg)

Pela análise das temperaturas nas leiras da etapa 11, montadas no final do verão, com temperaturas ambiente próximas de 20°C, o período termofílico das leiras foi de 65 dias.

Na etapa 11, nas duas leiras com irrigação, mesmo com umidades iniciais menores que 55%, obteve-se reduções significativas de matéria orgânica, em 119 dias de compostagem. As reduções dos teores de matéria orgânica das leiras LI1 (irrigada uma vez por semana) e LI2 (irrigada duas vezes por semana) foram de 54,89% e 63,36%, respectivamente (Figura 5.56). Nesta etapa, obteve-se, uma melhor eficiência de redução de matéria orgânica na leira LI2 e esta apresentou melhor faixa de temperatura da fase termofílica. Segundo Kiehl (1998), temperaturas na faixa de 65°C, são consideradas elevadas e a faixa ótima de temperatura termofílica é ao redor de 55°C. Portanto, embora não se possa afirmar que a irrigação de duas vezes por semana seja a melhor frequência para situações climáticas semelhantes, devido as diferenças físicas, químicas e biológicas dos substratos, a leira LI2 apresentou melhor faixa de temperatura termofílica, ou seja, a temperatura esteve abaixo de 60°C na maior parte do tempo. Entretanto, avalia-se que, neste caso, o aumento da frequência de irrigação, durante pelo menos os primeiros 30 dias, provavelmente, elevaria a umidade e baixaria a temperatura ao nível desejado e, portanto, poderia acelerar o processo de biodegradação. Neste caso, considera-se que o efetivo controle da umidade e temperatura aos patamares ideais é a forma mais eficaz de atingir a eficiência em processo utilizando o revolvimento sistemático.

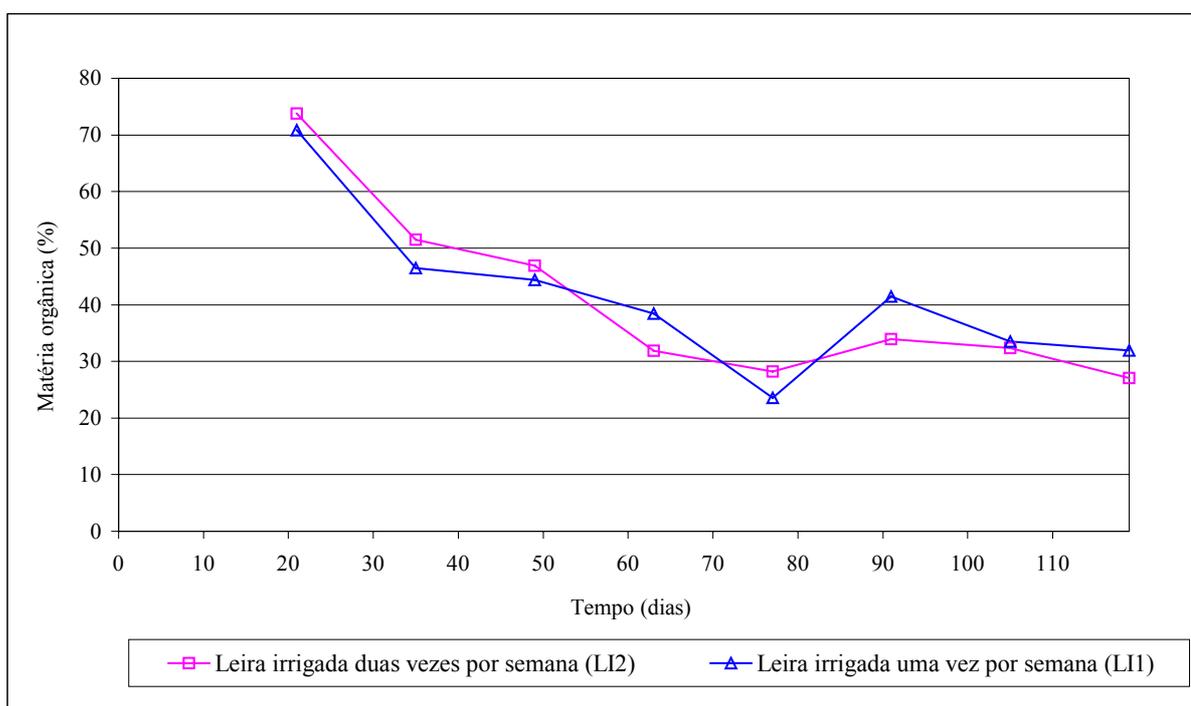


Figura 5.56- Matéria orgânica dos substratos sólidos na compostagem (Etapa 11)

Comparando-se os perfis da temperaturas das leiras montadas no início do inverno (Etapa 10) e final do verão (Etapa 11), mesmo em períodos de altas precipitações e baixas temperaturas ambiente, é necessária a manutenção da umidade, com irrigação, para que o

processo se desenvolva dentro das faixas ideais de umidade e temperatura. Embora as leiras, destas etapas tivessem diferentes características nos substratos, foi observado que as leiras iniciadas no inverno apresentaram um longo período termofílico (Figuras 5.50 a 5.52), chegando aos 40°C aos 113 dias de compostagem, enquanto que as duas leiras montadas no verão tiveram período termofílico mais curto (Figuras 5.54 e 5.55) e chegaram aos 114 dias com temperaturas abaixo de 30°C. A influência das condições climáticas no processo de compostagem também foi confirmada por Tíquia et al. (1997) através de estudos em clima subtropical, na cidade de Hong Kong (China). Os autores verificaram, também, que as leiras montadas no inverno apresentaram baixa eficiência de biodegradação, quando comparadas as leira do verão, através da análise dos perfis de temperatura. Os autores sugerem aumentar o volume da leira no inverno, visto que as leiras tinham 2 m<sup>3</sup> e 1,5 m de altura no início do processo. Esta pesquisa não avaliou a influência das precipitações, no entanto os autores concluíram que a temperatura ambiente afetou o processo de estabilização da matéria orgânica.

Na tabela A56 do anexo são apresentados os resultados das análises de CO(%), N(%) e C:N dos substratos sólidos da compostagem das etapas 10 e 11, durante o período de estabilização da matéria orgânica. Houveram perdas de nitrogênio em todas as leiras das etapas 10 e 11. Esta perdas ocorrem pela decomposição, lixiviação e volatilização de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal.

A pesquisa realizada por Fortes Neto (1992) utilizando resíduo orgânico domiciliar demonstrou que o revolvimento causou maiores perdas de nitrogênio no produto final. É aceitável tais resultados, visto que o pH e a temperatura durante o processo de compostagem auxiliam na volatilização da amônia. No entanto, o autor não realizou o monitoramento da umidade das leiras, nem mesmo a irrigação. Já outra pesquisa realizada por Shi et al. (1999) demonstrou-se que as leiras revolvidas e irrigadas apresentaram maiores teores de N fertilizável, quando comparadas as leiras não revolvidas e não irrigadas. Na presente pesquisa foram observadas perdas similares de N em leiras revolvidas não irrigadas e irrigadas. No entanto, as perdas de N dependem do resíduo e da forma de N (orgânico, inorgânico) e também da ocorrência do rápido aquecimento da leira e da elevação do pH, neste caso haverá perda excessiva de nitrogênio na forma amoniacal por volatilização. A relação C:N inicial de 14:1 e 15:1 das leiras utilizadas nesta pesquisa provavelmente favoreceram a perda de N, devido a necessidade dos microrganismos, que é de 30:1. Parchen (1988), em seus estudos, confirmou que os revolvimentos levaram as perdas de N na compostagem. Wong et al. (2001)

recomendam a adição de estruvita nos substratos sólidos, que reterá o nitrogênio amoniacal e diminuirá a perda de N. Este composto, no lugar de outros sais de fósforo, não resultará em aumento da condutividade do composto maturado, a qual diminui o valor fertilizante do produto final. O ajuste da relação C:N:P pode ser uma forma de diminuir as perdas de N e Kiehl (1985) recomenda a relação 30:1:0,2.

Fortes Neto(1992) e Shi et al (1999) também concluíram em suas pesquisas que o revolvimento frequente acelerou o processo de biodegradação, comprovado pelo perfil das temperaturas. Além disso é importante lembrar que o não revolvimento irá formar áreas de anaerobiose, produzirá odores, principalmente na compostagem em pátio descoberto. Wong et al (2001) concluíram em seus estudos de compostagem com resíduos orgânicos misturados que a frequência de revolvimento foi essencial para a obtenção de um composto maduro não fitotóxico.

A tabela 5.9 apresenta os resultados globais das etapas 10 e 11. Portanto, com base nos resultados foi verificado que a compostagem no verão, com menores precipitações, a temperatura estabilizou-se aos 92 - 93 dias e apresentou menor período termofílico, o que demonstra que a decomposição foi mais rápida.

Tabela 5.9 - Resultados das etapas 10 e 11 da compostagem em escala real

Variável	Etapa 10			Etapa 11	
	LIR	LSI	LIC	LI2	LI1
Data início da leira		Julho/2002		Março/2003	
Período de fase termofílica (dias)	60	>123	95	74	74
Tempo de compostagem (dias) T=ambiente ou <30°C	>120	>123	>123	92	93
MO inicial/MO final	56/40	76/26	76/37	74/27	70/32
CO inicial/CO final	18	22/15	25/17	17/13	21/13
N inicial/N final	1,2	1,4/1,2	1,8/1,2	1,2/1,0	1,5/1,0
C:N inicial/C: N final	15	15/12,5	14/14,7	14/12,93	14/11,77
Umidade inicial	51	54	58	47	41
Precipitação no primeiro mês (mm)	186	186	186	108,2	108,2
Precipitação nos primeiros três meses (mm)	508,7	508,7	508,7	242,3	242,3

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVADOS E O DESEMPENHO DOS BANHADOS CONSTRUÍDOS

### 5.2.1 Caracterização do lixiviado nos experimentos da compostagem em pequenos volumes

Paralelamente aos experimentos de avaliação do processo de compostagem realizou-se a caracterização dos lixiviados produzidos nas etapas 1, 3 e 5. Na compostagem com pequenos volumes foram analisados os lixiviados produzidos em cada leira compostada, durante o período de estabilização da matéria orgânica.

Foram analisadas as variáveis apresentadas na tabela 4.18 do capítulo 4. Nas tabelas A58 a A80 do anexo estão apresentados os resultados das variáveis determinadas nos lixiviados de cada leira de compostagem dos experimentos nas etapas 1, 3 e 5.

#### 5.2.1.1 Condutividade

Os valores da condutividade elétrica (CE) variaram de 50 a 5.550  $\mu\text{mhos/cm}$  na etapa 1, de 500 a 9.000  $\mu\text{mhos/cm}$  na etapa 3 e de 4.000 a 13.000  $\mu\text{mhos/cm}$  na etapa 5 (Tabela A58 e A59 do anexo). Durante o período de avaliação verificou-se que os valores mais elevados em todas as etapas ocorreram nos primeiros 30 dias de compostagem e mais elevados ainda na etapa 5, onde a compostagem ocorreu de forma eficaz. No entanto, as diferentes concentrações podem estar relacionadas aos substratos sólidos utilizados, principalmente em relação aos lodos A. A redução da condutividade nos lixiviados da compostagem é esperada pois durante o período de estabilização da matéria orgânica ocorre a decomposição dos ácidos orgânicos tornando o produto final (composto) menos salino. Segundo Kiehl (1998) foi verificada a queda de 50% do valor da condutibilidade do substrato após 58 dias de compostagem.

#### 5.2.1.2 pH

Os valores do pH dos lixiviados nos experimentos da compostagem em escala piloto atingiram valores máximos de 7,9, 8,22 e 9,02 nas etapas 1, 3 e 5, respectivamente (Tabelas A60 a A61 do anexo). No final do processo de estabilização da matéria orgânica ocorre a elevação do pH do substrato sólido. O resultados do pH dos lixiviados também demonstraram

o grau de biodegradação da matéria orgânica nas etapas em escala piloto. Pelos resultados do pH dos lixiviados da etapa 5, comprovou-se maior grau de humificação do composto em relação as etapas 1 e 3, pois nesta etapa obteve-se maior valor de pH.

### 5.2.1.3 DQO

Os valores da DQO variaram de 427 a 25.720 mg/L na Etapa 1 (Figura 5.57), de 710 a 18.226 mg/L na etapa 3 (Figura 5.58) e de 454 a 16.470 mg/L na etapa 5 (Figura 5.59). Durante o período de avaliação verificou-se também neste caso que os valores mais elevados de DQO em todas as etapas ocorreram nos primeiros 30 dias de compostagem.

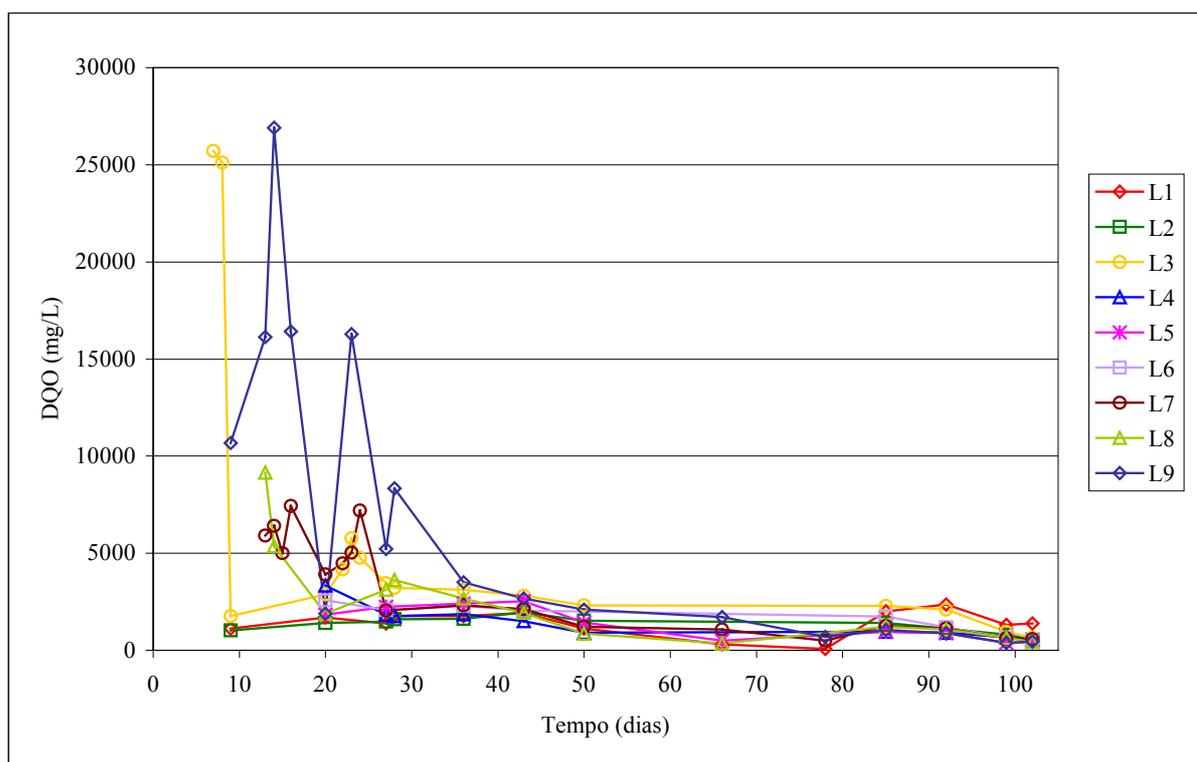


Figura 5.57– DQO (mg O<sub>2</sub>/kg) nos lixiviados da compostagem (Etapa 1)

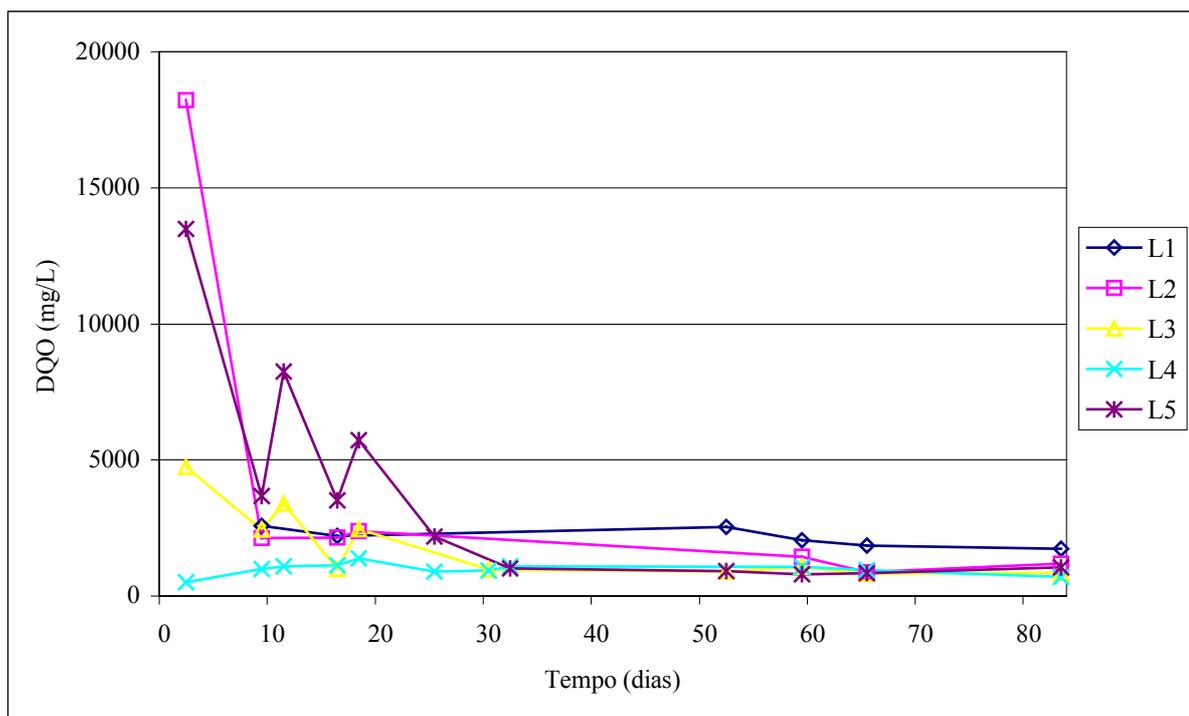


Figura 5.58- DQO (mg O<sub>2</sub>/kg) nos lixiviados da compostagem (Etapa 3)

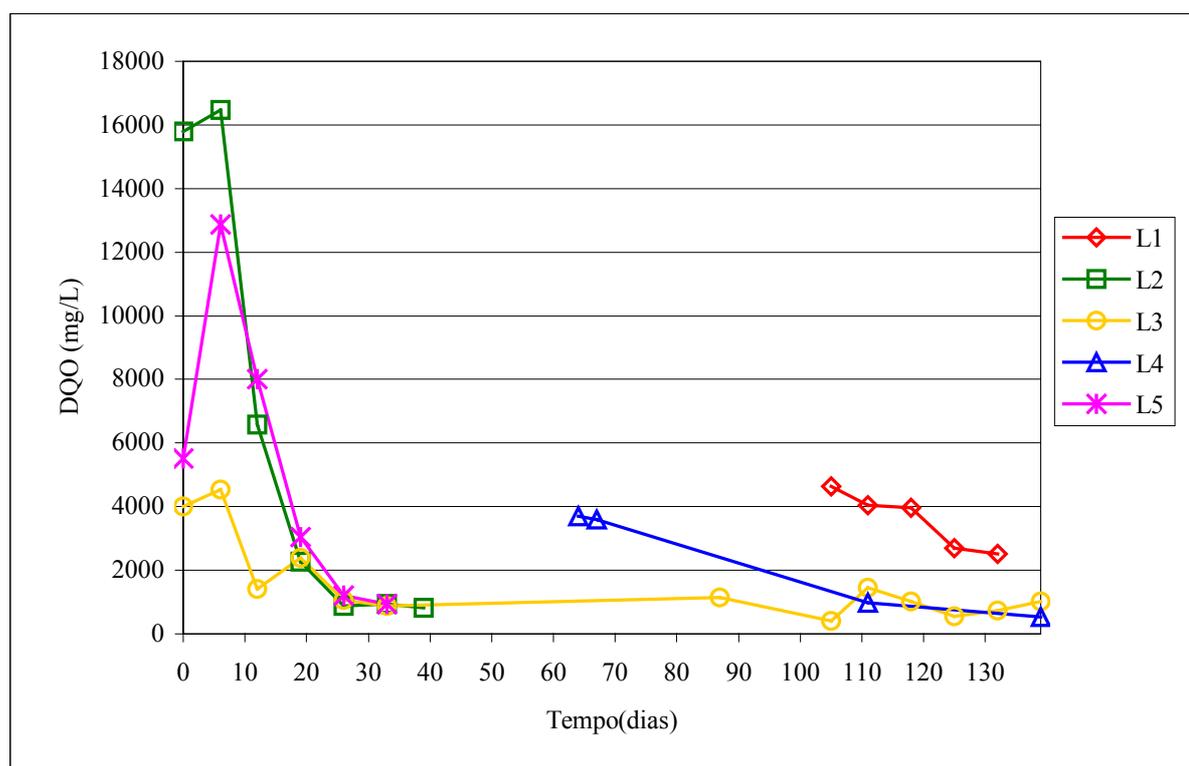


Figura 5.59- DQO (mg O<sub>2</sub>/kg) nos lixiviados da compostagem (Etapa 5)

#### 5.2.1.4 Resultados das demais variáveis analisadas

Nos experimentos da compostagem em pequenos volumes, as análises de fósforo, enxofre, nitrogênio e metais tiveram importância no sentido de avaliar a lixiviação de nutrientes e de metais no efluente de sistemas de compostagem.

Considerando todo o período de estabilização da matéria orgânica avaliado nas três etapas (1, 3 e 5), observou-se que todos os elementos sofreram variações ao longo do tempo e valores elevados foram obtidos nos primeiros 30 dias de compostagem.

Concentração de fósforo: Os valores de P variaram de 0 a 44,28 mg/L  $\text{PO}_4^{-3}$  na Etapa 1, de 16,7 a 94,8 mg/L  $\text{PO}_4^{-3}$  na etapa 3 e de 0 a 60,98 mg/L  $\text{PO}_4^{-3}$  na etapa 5 (Tabela A62 do anexo).

Concentração de enxofre: Os valores de S variaram de 0 a 820 mg/L  $\text{SO}_4^{-2}$  na Etapa 1, de 0,0 a 361,93 mg/L  $\text{SO}_4^{-2}$  na etapa 3 e de 17,22 a 574,04 mg/L  $\text{SO}_4^{-2}$  na etapa 5 (Tabela A63 do anexo).

Concentração de nitrogênio total de Kjeldahl (NTK): Os valores de NTK variaram de 9,4 a 523,56 mg/L N na Etapa 1, de 10,47 a 648,65 mg/L N na etapa 3 e de 12,23 a 1.003,96 mg/L N na etapa 5 (Tabela A64 do anexo).

Concentração de amônia: Os valores de nitrogênio amoniacal variaram de 0,00 a 287,18 mg/L N na Etapa 1, de 0,00 a 561,56 mg/L N na etapa 3 e de 0,00 a 763,88 mg/L N na etapa 5 (Tabelas A65 e A66 do anexo).

Concentração de nitrato: Os valores de nitrogênio nitrato variaram de 0,05 a 24,84 mg/L N na Etapa 1, de 0,00 a 24,65 mg/L N na etapa 3 e de 13,20 a 25,40 mg/L N na etapa 5 (Tabela A67 do anexo).

Concentração de cobre: Os valores de Cu variaram de 0,05 a 0,64 mg/L na Etapa 1, de 0,042 a 0,156 mg/L na etapa 3 e de 0,048 a 0,61 mg/L na etapa 5 (Tabela A68 do anexo).

Concentração de zinco: Os valores de Zn variaram de 0,11 a 1,73 mg/L na Etapa 1, de 0,033 a 0,196 mg/L na etapa 3 e de 0,023 a 0,43 mg/L na etapa 5 (Tabela A69 do anexo).

Concentração de ferro: Os valores de Fe variaram de 0,88 a 21,78 mg/L na Etapa 1, de 0,66 a 6,99 mg/L na etapa 3 e de 0,54 a 5,6 mg/L na etapa 5 (Tabela A70 do anexo).

Concentração de manganês: Os valores de Mn variaram de 0,006 a 10,42 mg/L na Etapa 1, de 0,045 a 7,7 mg/L na etapa 3 e de 0,061 a 1,36 mg/L na etapa 5 (Tabela A71 do anexo).

Concentração de cromo: Os valores de Cr variaram de 0,16 a 2,93 mg/L na Etapa 1, de 0,12 a 0,23 mg/L na etapa 3 e de 0,00 a 0,28 mg/L na etapa 5 (Tabela A72 do anexo).

Concentração de cádmio: Os valores de Cd variaram de 0,05 a 0,098 mg/L na Etapa 1, de 0,05 a 0,013 mg/L na etapa 3 e de 0,00 a 0,034 mg/L na etapa 5 (Tabela A73 do anexo).

Concentração de níquel: Os valores de Ni variaram de 0,05 a 0,45 mg/L na Etapa 1, de 0,03 a 1,24 mg/L na etapa 3 e de 0,00 a 0,687 mg/L na etapa 5 (Tabela A74 do anexo).

Concentração de chumbo: Os valores de Pb variaram de 0,067 a 0,91 mg/L na Etapa 1, de 0,35 a 1,4 mg/L na etapa 3 e de 0,064 a 1,037 mg/L na etapa (Tabela A75 do anexo).

Concentração de cálcio: Os valores de Ca variaram de 16,15 a 131,61 mg/L na Etapa 1, de 18,28 a 252,6 mg/L na etapa 3 e de 8,25 a 198,77 mg/L na etapa 5 (Tabela A76 do anexo).

Concentração de potássio: Os valores de K variaram de 92,37 a 867,56 mg/L na Etapa 1, de 313,39 a 1.296,30 mg/L na e 3 etapa de 220,00 a 659,82 mg/L na etapa 5 (Tabela A 77 do anexo).

Concentração de magnésio: Os valores de Mg variaram de 7,59 a 122,43 mg/L na Etapa 1, de 28,35 a 52,87 mg/L na etapa 3 e de 033,72 a 726,65 mg/L na etapa 5 (Tabelas A78 e A79 do anexo).

Concentração de sódio: Os valores de Na variaram de 17,77 a 80,51 mg/L na Etapa 1, de 30,87 a 368,75 mg/L na etapa 3 e de 53,48 a 306,52 mg/L na etapa 5 (Tabela A80 do anexo).

Nas etapas 1, 3 e 5 da compostagem foi possível comparar as características do lixiviado de acordo com os substratos sólidos. Os resultados das análises demonstraram que houveram variações nos lixiviados da compostagem em escala piloto, dependente principalmente dos tipos de resíduos compostados. Os lixiviados das leiras que continham apenas resíduos de podas apresentaram diferentes resultados, quando comparados aos lixiviados das leiras misturadas, principalmente em relação ao NTK e nitrogênio amoniacal. As concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal nos lixiviados das leiras que continham apenas os resíduos de podas foram relativamente menores que nas demais leiras. A razão para estes resultados pode estar relacionada diretamente às concentrações de nitrogênio, principalmente de nitrogênio amoniacal dos substratos sólidos no início do processo. As leiras com maior quantidade de resíduos de podas continham, no início do processo, menores concentrações de nitrogênio amoniacal, o qual lixiviou rapidamente nos primeiros 30 dias em todas as leiras. As perdas calculadas de NTK e nitrogênio amoniacal foram na faixa de 60 a 71% e de 50 a 70%, respectivamente. Embora a biodegradação tenha sido lenta nas etapas 1 e 3 da compostagem em escala piloto, é esperado que haja maior produção de nitrogênio amoniacal nas primeiras semanas de compostagem promovida pela degradação da matéria orgânica e que dependendo do pH e temperatura será volatilizada e/ou hidrolizada. Sánches-Monedero et al (2001).concluíram em seus estudos que a produção de nitrogênio amoniacal é mais intensa nas primeiras semanas de compostagem.

Outros nutrientes (potássio, magnésio) foram lixiviados, em maiores concentrações, ao longo do período de estabilização. Isto é explicado pelo próprio processo de biodegradação que disponibiliza os nutrientes (na forma solúvel) somente após a matéria orgânica ter sido oxidada ou mineralizada pelos microrganismos.

Os resultados das concentrações da maioria dos metais obtidos nos lixiviados da compostagem são menores em ordem de grandeza aos lixiviados de aterros sanitários. Certamente porque os resíduos utilizados nesta pesquisa eram basicamente orgânicos com baixos teores de metais pesados em sua constituição comparados aos resíduos dispostos nos aterros sanitários, além disso é importante também a capacidade de complexação desses elementos na massa húmica produzida na compostagem.

#### 5.2.1.5 Lixiviado da compostagem em leiras de grandes volumes

Foi analisado o lixiviado produzido em uma parcela do pátio de compostagem da UTC, durante o período de um ano (maio de 2002 a maio de 2003). Esta parcela correspondia aos patamares A e B, dos quais o lixiviado era conduzido ao tanque nº 1 da UTC. O lixiviado produzido no pátio de compostagem da UTC é coletado por um sistema de drenagem e destinado a quatro tanques de armazenamento (T1, T2, T3 e T4), para posteriormente ser encaminhado a irrigação das leiras, visando a recuperação de nutrientes e de umidade nas leiras de compostagem. A qualidade do lixiviado tem grande variação em função da composição dos resíduos sólidos, das condições operacionais e da climatologia local, sendo sua caracterização fator crítico para projeto de sistema de tratamento. O DMLU iniciou o monitoramento trimestral da qualidade dos lixiviados gerados na UTC em janeiro de 2001, a partir da operação dos patamares A e B que alimentavam o primeiro tanque (T1), prosseguindo posteriormente aos demais tanques, de acordo com a operação no pátio. A Tabela 5.10 apresenta as características dos lixiviados gerados na UTC entre janeiro de 2001 e fevereiro de 2004 (Cotrim et al, 2004).

Os estudos realizados nesta pesquisa foram especificamente dos lixiviados gerados nos patamares A e B, armazenados no tanque 1 (T1). As análises foram realizadas de acordo com as frequências e locais apresentados na tabela 4.19 do Capítulo 4. O lixiviado produzido no T1 foi caracterizado em termos de nutrientes, carga orgânica e metais para avaliação do sistema de tratamento através de banhados construídos. A tabela 5.11 apresenta a caracterização do lixiviado do tanque 1 (T1) utilizado no experimento de banhados construídos. As análises foram realizadas durante o período de 17/05/2002 a 20/05/2003.

Com base nos resultados obtidos das análises do lixiviado no presente estudo, verificou-se que os valores são similares ao monitoramento realizado pelo DMLU. No período estudado, os patamares A e B operavam com leiras de diversas idades, ou seja em diferentes períodos de biodegradação, com concentrações variáveis nos lixiviados. A variação deve-se a forma operacional da compostagem na UTC na época do experimento. Nos outros patamares, onde os lixiviados são destinados aos tanques 2, 3 e 4, a operação do pátio é semelhante, ou seja, as leiras em estabilização possuem idades diferenciadas podendo produzir efluentes com concentrações diferenciadas, de acordo com a maturidade das leiras.

Tabela 5.10-Características do lixiviado gerado na UTC (janeiro/2001-fevereiro/2004)

Variável	N	Resultados	Média	Mediana
Condutividade Elétrica ( $\mu\text{mho/cm}$ )	36	110-5880	2102	2015
pH	36	6,0-8,3	7,3	7,4
Potencial Redox (mV)	36	(-369 )-(+449)	-42	-47
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)	36	440-15.330	2860	1895
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)	36	170-12.930	1929	1196
Alcalinidade Total (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	36	40-12.200	1019	531
Cloretos (mg $\text{Cl}/\text{L}$ )	36	24-902	337	344
Coliformes Totais (NMP/100mL)	33	350-( $>2.400.000$ )	$1,14 \times 10^6$	$9,2 \times 10^5$
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	34	8-( $>2.400.000$ )	$6,24 \times 10^5$	$4,9 \times 10^4$
DBO <sub>5</sub> (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )	36	47-2850	579	267
DQO (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )	36	128-6825	1232	685
Dureza (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	36	52-2178	546	416
Ácidos Graxos Voláteis (mg Ácido acético/L)	36	12-2812	470	300
Nitrogênio Amoniacal (mg N/L)	36	ND-294	51	27
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mg N/L)	36	5,7-346	86	57
Nitrato (mg $\text{NO}_3^-/\text{L}$ )	36	0,18-22	7,4	6,1
Fósforo Total (mg P/L)	36	0,42-14	3,7	2,7
Sulfetos (mg $\text{H}_2\text{S}/\text{L}$ )	33	ND-99	6,6	0,8
Alumínio (mg $\text{Al}/\text{L}$ )	36	0,55-48	7,3	5,2
Bário (mg $\text{Ba}/\text{L}$ )	36	0,04-0,54	0,2	0,2
Cádmio (mg $\text{Cd}/\text{L}$ )	36	0-0,02	0,001	ND
Cálcio (mg $\text{Ca}/\text{L}$ )	36	2,6-476	94,9	58
Chumbo (mg $\text{Pb}/\text{L}$ )	36	ND-0,13	0,04	ND
Cobre (mg $\text{Cu}/\text{L}$ )	36	ND-0,13	0,05	0,05
Cromo total (mg $\text{Cr}/\text{L}$ )	36	ND-0,02	0,0005	ND
Ferro Total (mg $\text{Fe}/\text{L}$ )	36	1,37-62	11,7	8,1
Magnésio (mg $\text{Mg}/\text{L}$ )	36	4-503	77,4	35,7
Manganês (mg $\text{Mn}/\text{L}$ )	36	0,23-5,1	1,4	1,1
Mercúrio (mg $\text{Hg}/\text{L}$ )	36	ND-0,003	0,0004	ND
Níquel (mg $\text{Ni}/\text{L}$ )	36	ND-0,17	0,033	0,03
Potássio (mg $\text{K}/\text{L}$ )	36	6,7-747	258	215
Sódio (mg $\text{Na}/\text{L}$ )	36	15-443	197	176
Zinco (mg $\text{Zn}/\text{L}$ )	36	0,02-1,5	0,17	0,11

N: número de amostras coletadas; ND: não detectado  
(Fonte: Cotrim et al, 2004)

Tabela 5.11- Caracterização dos lixiviados brutos e dos lixiviados da compostagem tratados em banhados construídos

	N	Afluente (A)	Efluente Banhado s	Controle (B3) Banhado sem plantas	Lixiviado de Aterro Sanitário da Extrema*	Limite da Portaria SSMA 05/ 1989*
Condutividade Elétrica (µmho/cm)	32	2219	2238	1829	21757	
Cor	31	2621	1478	1551		
Turbidez (NTU)	28	334	6,9	6,3		
pH	37	7,45	7,16	7,31	7,7	6-8,5
Potencial Redox (mV)	28	18	20	9,9		
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)	46	2177	1916	1612	11227	
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)	46	1426	1342	1105	8447	
Sólidos Totais Voláteis a 550°C (mg/L)	46	751	565	493	9686	
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	33	706	628	579	9686	
Coliformes Totais - teste confirmatório (NMP/100 ml)	10	3,71E+05	1,6E+05	1,5E+05		
Coliformes Fecais (NMP/100 ml)	11	2,59E+05	2,5E+04	3,6E+03	6689	3000
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	41	400	137,91	152	1405	
Ácidos Graxos Voláteis (mg Ácido Acético/L)	8	456	165	171	581	
Nitrogênio Amoniacal (mg N/L)	42	170	10	13	1837	
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mg N/L)	40	57	43	47		10
Nitrato/Nitrito (mg N/L)	22	1,15	1,02	1,17		
Fósforo Total (mg P/L)	40	3,59	1,23	2,24	12,08	1
Alumínio (mg Al/L)	8	8,54	2,34	4,48	0,88	10
Cádmio (mg Cd/L)	12	N.D.	N.D.	N.D.	0,022	0,1
Cálcio (mg Ca/L)	3	77	57	52		
Chumbo (mg Pb/L)	12	0,09	0,07	0,07	0,152	0,5
Cobre (mg Cu/L)	8	0,06	0,025	0,03	0,09	0,5
Cromo Total (mg Cr/L)	11	0,043	0,038	0,04	0,21	0,5
Ferro Total (mg Fe/L)	6	8,47	9,8	10,3	9,7	10
Manganês (mg Mn/L)	8	0,76	3,5	2,1	1,63	2
Mercúrio (mg Hg/L)	5	0,0020	0,002	0,002	0,001	0,01
Níquel (mg Ni/L)	8	0,034	0,028	0,026	0,2	1
Potássio (mg K/L)	8	327	312	229		
Sódio (mg Na/L)	6	209	160	183		
Zinco (mg Zn/L)	9	0,11	0,062	0,067	0,6	1

N: número de amostras coletadas \*Fonte: Fleck (2003)

Na análise das características dos lixiviados brutos apresentados na tabela 5.11 observou-se concentrações relativamente elevadas de condutividade, DBO<sub>5</sub>, sólidos, nitrogênio amoniacal, fósforo, cromo, cobre e zinco no lixiviado do aterro quando comparado ao lixiviado da compostagem. Na compostagem ocorre maior diluição pelas

precipitações e em relação ao nitrogênio amoniacal também o processo de biodegradação da matéria orgânica reduz a concentração no lixiviado.

## 5.2.2 Eficiência do tratamento de lixiviados em banhados construídos

O sistema de banhado construído, utilizado para o tratamento de lixiviado da compostagem de resíduos sólidos urbanos, foi observado desde a sua implantação, acompanhando-se a aclimatação e desenvolvimento das plantas desde o plantio das mudas até o crescimento. Com o término do plantio de todas as macrófitas, teve início em 17/05/2002 a aplicação de lixiviado diluído com água a 50% para aclimatação das *typhas*. Após aproximadamente um mês, adicionou-se 400 L/d, por banhado, de lixiviado da compostagem. De 17/01/2003 a 20/05/2004 reduziu-se a carga hidráulica (214,3 L/d) para avaliação da eficiência do sistema com a aplicação de menores cargas orgânicas. Para avaliação da eficiência dos sistema utilizou-se quatro banhados para repetição do experimento e um banhado como controle (sem vegetação).

### 5.2.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Na figura 5.60 é apresentado o gráfico obtido a partir dos resultados da  $DBO_5$  do afluente (A) e dos efluentes dos banhados construídos (B1, B2, B3, B4 e B5), sendo B3 o banhado controle. As concentrações afluentes médias de  $DBO_5$  de 400 mg/L resultantes das análises realizadas do lixiviado do tanque 1 pelo período de um ano estão dentro da faixa esperada, visto que a média obtida no monitoramento do DMLU está em 579 mg/L. Observou-se que as concentrações da  $DBO_5$  do afluente e efluente dos banhados variaram bruscamente ao longo do período amostral resultando, conseqüentemente, em diferentes eficiências de remoção, de 16,67% a 97,54% (Figura 5.61). Na determinação desta remoção a vazão efluente foi considerada igual a vazão afluente, portanto não foram computadas as perdas por evapotranspiração, infiltração ou ganho por precipitação. A variação das concentrações afluentes estão diretamente relacionadas ao período de estabilização da matéria orgânica, ou seja, durante o período de altas concentrações do afluente dos banhados as leiras estavam no início do processo de estabilização. Explica-se esta relação através dos resultados das análises dos lixiviados em escala piloto e pelo mapeamento das leiras realizado no controle da UTC. No primeiro período (maio/02 a outubro/02) o lixiviado apresentou baixa concentração de  $DBO_5$  e todas as leiras tinham mais de quatro meses de idade, enquanto que

no período de outubro a dezembro de 2002, 50% das leiras tinham menos de três meses e no último período (dezembro/02 a maio/03), 90% das leiras tinham mais de três meses. As concentrações afluentes do lixiviado não podem ser relacionadas diretamente as precipitações, sendo que nos respectivos períodos houveram precipitações mensais médias de 166 mm, 145 mm e 114 mm, respectivamente.

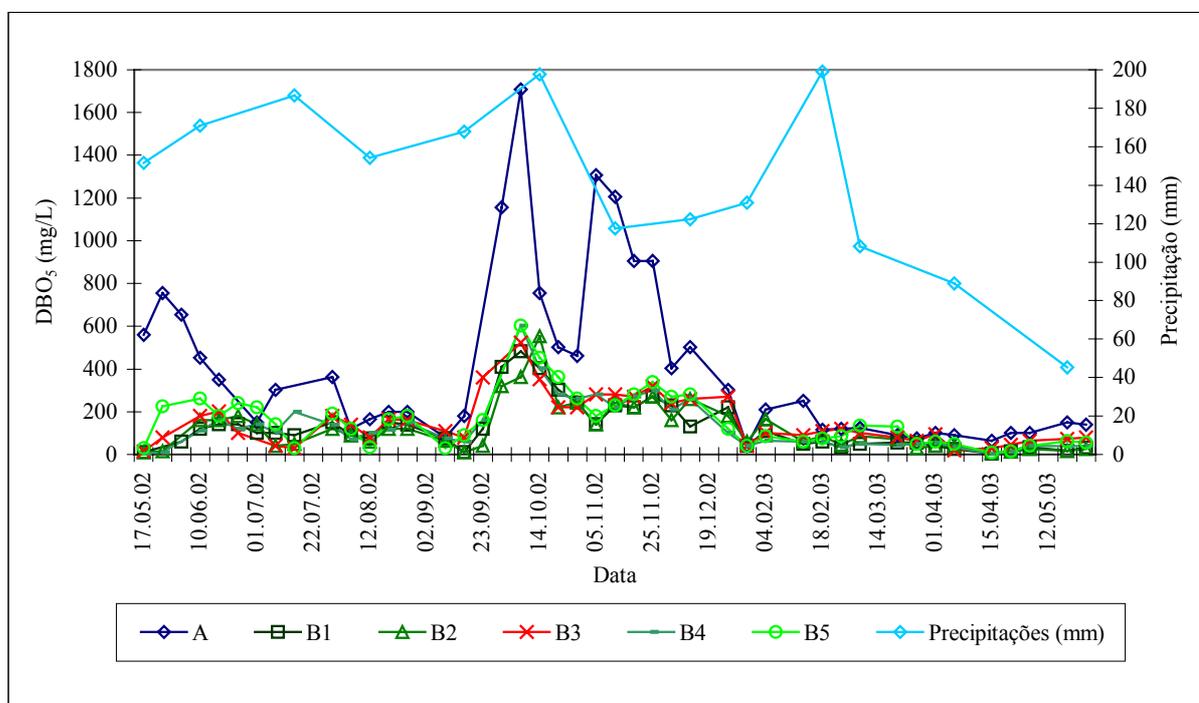


Figura 5.60-Variação da DBO<sub>5</sub> do lixiviado tratado em banhadors construídos

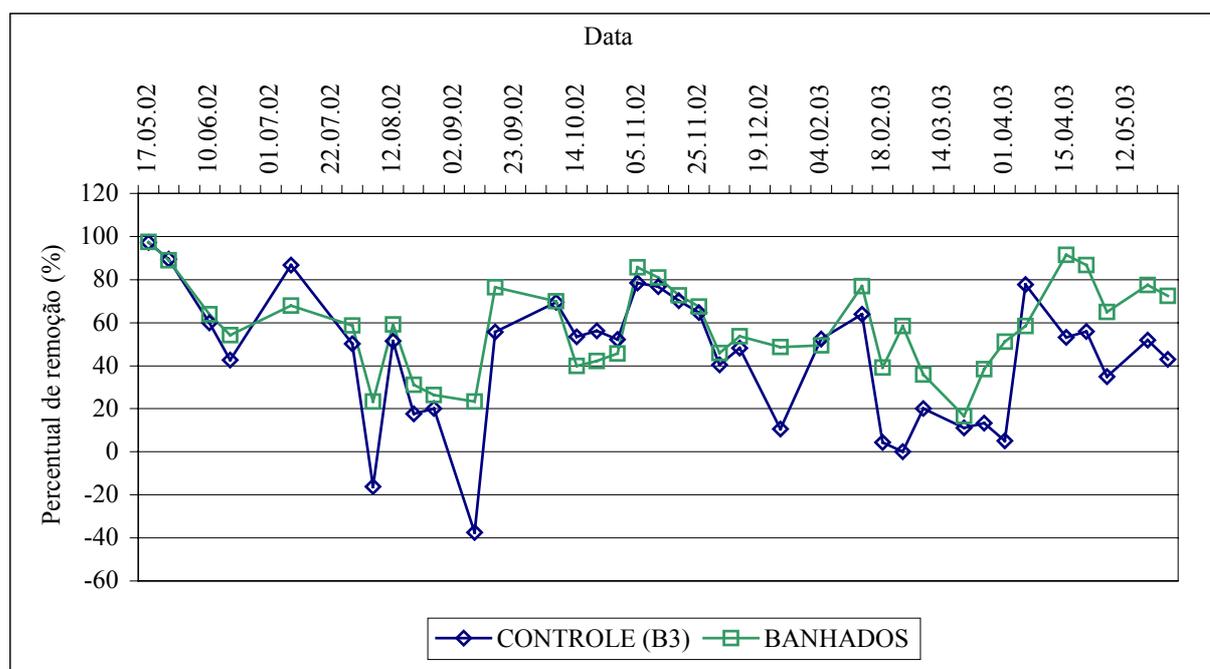


Figura 5.61 - Percentual de remoção de DBO<sub>5</sub> no sistema de banhado construído

De 17/01/2003 a 20/05/2003 adotou-se a carga hidráulica de 214,4 L/d, com menores concentrações de matéria orgânica, que baixou significativamente as cargas aplicadas nos sistemas. As concentrações afluentes de DBO variaram de 64 mg/L a 250 mg/L. Nos efluentes dos banhados construídos obteve-se os seguintes resultados para DBO: concentrações de 20 mg/L a 120 mg/L no sistema controle (B3) e nos banhados com plantas de 2 mg/L a 135 mg/L (Figura 5.62).

Os banhados construídos com plantas apresentaram maiores eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub>, comparativamente ao banhado sem plantas, no período de baixa carga hidráulica e de baixas concentrações afluentes (Tabela 5.12). O percentual médio de remoção de DBO<sub>5</sub> dos banhados com plantas foi de 52,02% enquanto que no banhado sem plantas resultou em 32,46%. Estudos de remoção de DBO<sub>5</sub> em banhados construídos para tratamento de águas residuárias domésticas apresentaram eficiências de 52 a 96%, com cargas hidráulicas de 1,26 a 10,76 cm/d e DBO<sub>5</sub> afluente de 20 a 223 mg/L (Leite, 1999). Na presente pesquisa, embora tenha sido adotada baixa carga hidráulica (1cm/d), houve um bom desempenho do banhado construído com concentrações afluentes que variaram de 64 a 250mg/L (Tabela 5.12), quando comparado ao controle.

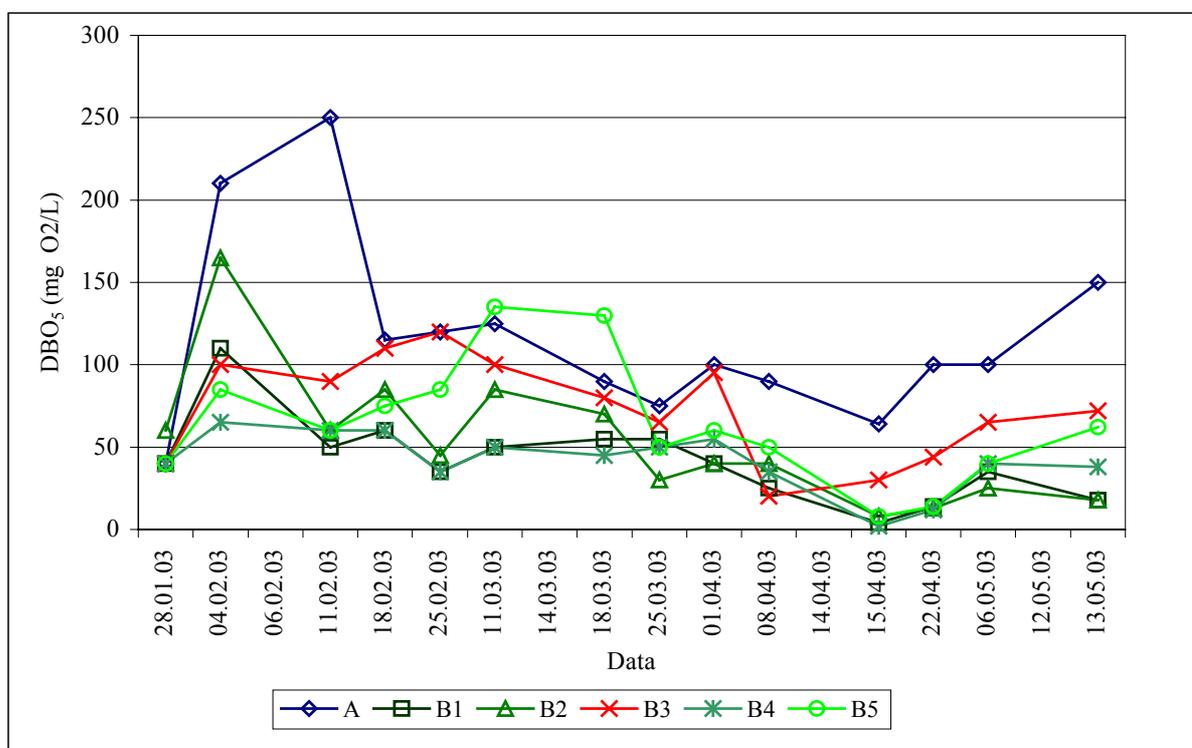


Figura 5.62- Variação da DBO<sub>5</sub> no lixiviado tratado em banhados construídos no período de carga orgânica reduzida

Tabela 5.12- Concentração e eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> nos lixiviados tratados em banhados construídos

Data	DBO <sub>5</sub> (mg/L)			Eficiência de remoção (%)	
	Afluente	Banhados	Controle (B3)	Banhados	Controle (B3)
28.01.03	40,00	45,00	40,00	-12,50	0,00
04.02.03	210,00	106,25	100,00	49,40	52,38
11.02.03	250,00	59,38	90,00	76,25	64,00
18.02.03	115,00	72,50	110,00	36,96	4,35
25.02.03	120,00	53,75	120,00	55,21	0,00
11.03.03	125,00	87,50	100,00	30,00	20,00
18.03.03	90,00	80,00	80,00	11,11	11,11
25.03.03	75,00	44,06	65,00	41,25	13,33
01.04.03	100,00	50,94	95,00	49,06	5,00
08.04.03	90,00	40,63	20,00	54,86	77,78
15.04.03	64,00	5,88	30,00	90,82	53,13
22.04.03	100,00	13,06	44,00	86,94	56,00
06.05.03	100,00	35,00	65,00	65,00	35,00
13.05.03	150,00	38,00	72,00	74,67	52,00
20.05.03	140,00	40,13	80,00	71,34	42,86
Médias	117,93	51,47	74,07	52,02	32,46

#### 5.2.2.2 Condutividade elétrica

A figura 5.63 representa a variação da condutividade elétrica obtida nos lixiviado tratados em banhados construídos.

A condutividade dos lixiviados da compostagem está relacionada à biodegradação da matéria orgânica e consequentemente a solubilização dos sais. Os resultados do lixiviado bruto estão de acordo com as análises do DMLU. No entanto, não foi observada a remoção da condutividade nos banhados.

Na bibliografia consultada, a redução de condutividade em banhados é pouco citada. Leite (1999) realizou experimentos e concluiu que o período chuvoso exerceu influência significativa no desempenho dos banhados, portanto esta pode ser a explicação da variação da condutividade nos banhados. Costa et al. (2003) montou experimentos utilizando a macrófita *Typha* em banhados construídos para tratamento de esgotos e também apresentaram resultados similares quanto à variável condutividade. O autor cita que nos tanques com plantas houve acréscimo de condutividade no efluente dos mesmos. Também explica que as chuvas afetaram esta variável nos banhados.

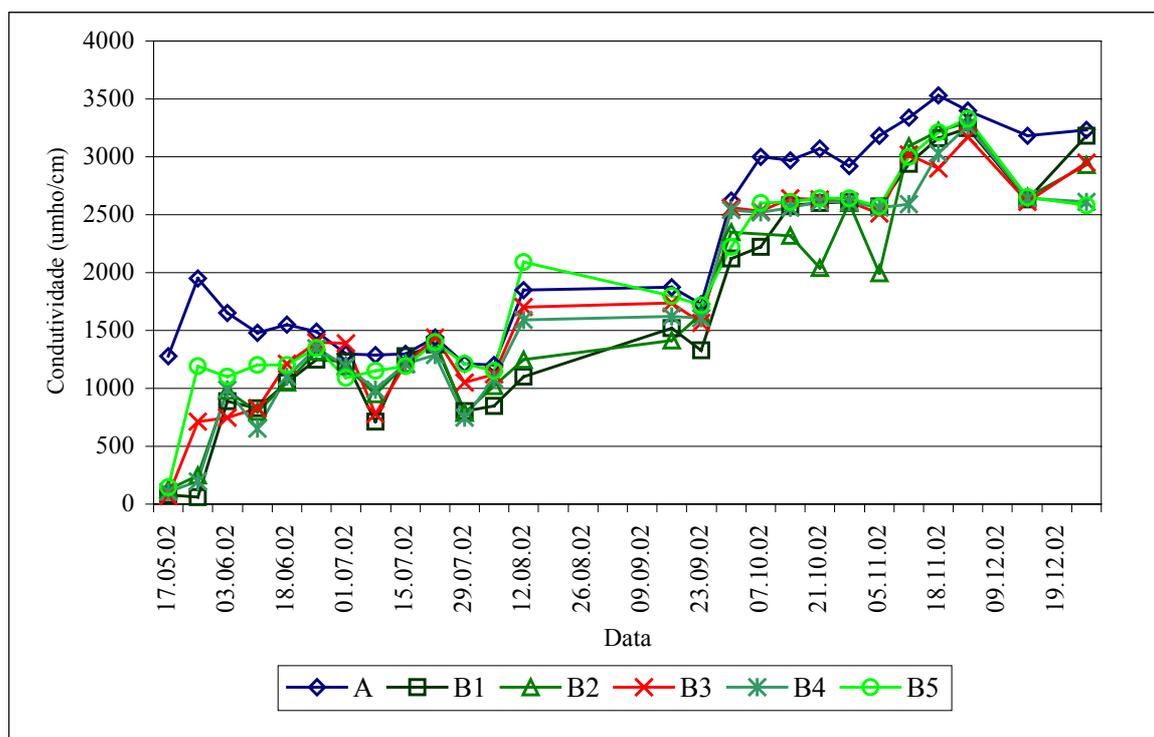


Figura 5.63 - Variação da condutividade elétrica no lixiviado tratada em banhados construídos

### 5.2.2.3 Nitrogênio total

A figura 5.64 representa a variação na concentração de nitrogênio total (NTK) nos lixiviados tratados em banhados construídos. O nitrogênio total (NTK) apresentou valores de entrada entre 17,77 e 116,58 mgN/L (Figura 5.68), com variações ao longo do tempo. De 28 de janeiro a 20 de maio de 2003, com a redução da carga hidráulica e da concentração da DBO<sub>5</sub> (Figura 5.63), que conseqüentemente diminuiu a carga orgânica, houve a redução da concentração de NTK dos efluentes dos banhados construídos. Possivelmente, neste período, comparando-se os resultados de NTK e DBO<sub>5</sub> nos lixiviados dos banhados com plantas (B1, B2, B4 e B5) e o banhado sem plantas (B3), observou-se melhor eficiência do tratamento com banhados construídos pela redução da carga orgânica e das concentrações afluentes de nitrogênio (média de 47,32 mgN/L) (Tabela 5.13).

Segundo Bertholdo (1999) normalmente o nitrogênio afluente aos banhados está presente nas formas orgânicas e inorgânicas. As formas particuladas são removidas por sedimentação e deposição, enquanto que as formas dissolvidas são reguladas por várias reações biogeoquímicas atuantes no solo e na coluna d'água. As reações de nitrogênio nos banhados processam-se efetivamente pela nitrificação, desnitrificação, volatilização da amônia e absorção pela planta e pela flora microbiana. Para Reddy e Patrick (1989) apud

Bertholdo (1999) a nitrificação e a desnitrificação são observadas quando o potencial redox varia de +200 a -400 mV. O rápido crescimento das *Thyphas* densificou os tanques e restringiu a penetração da luz solar que provavelmente limitou a atuação das algas que promovem a nitrificação. Este pode ter sido um dos principais fatores que afetaram a baixa remoção de nitrogênio.

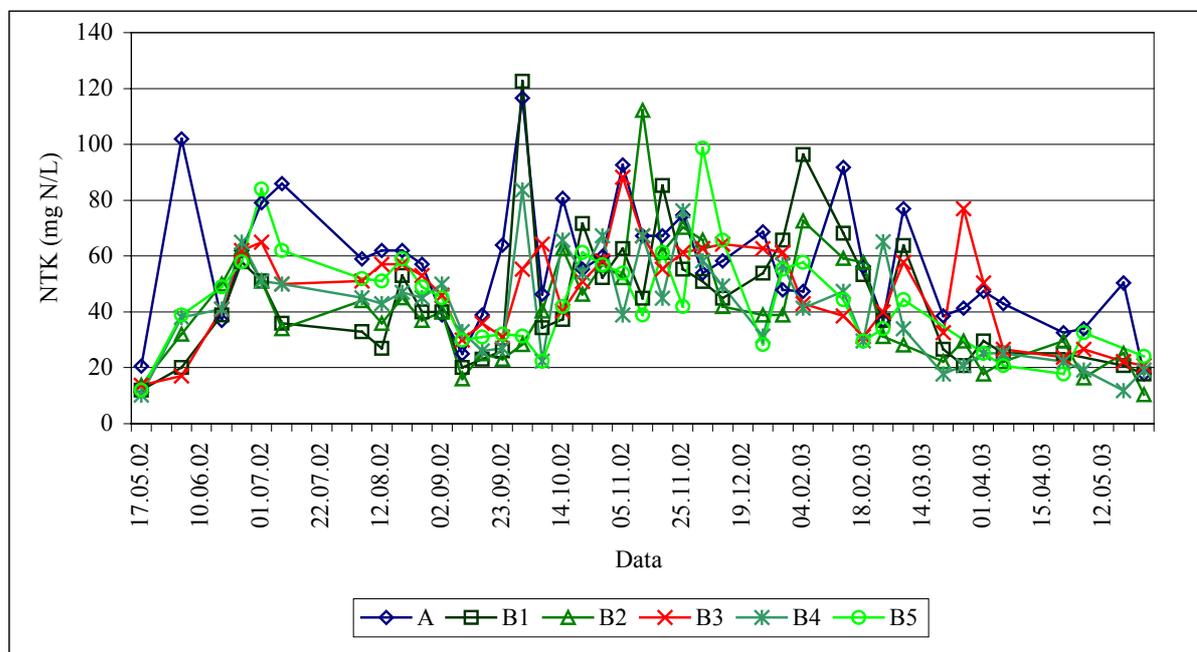


Figura 5.64-Variação do nitrogênio total nos lixiviados tratados em banhados construídos

Tabela 5.13 - Concentração e eficiência de remoção de NTK nos lixiviados tratados em banhados construídos

	NTK (mg N/L)			Eficiência de remoção (%)	
	Afluente	Banhados	Controle (B3)	Banhados	Controle (B3)
28.01.03	47,83	54,18	61,28	-13,28	-28,12
04.02.03	47,40	67,03	42,95	-41,40	9,39
11.02.03	91,83	54,81	38,51	40,32	58,06
18.02.03	56,29	42,58	31,11	24,35	44,73
25.02.03	37,03	41,85	39,99	-13,00	-7,99
11.03.03	77,02	42,59	57,77	44,71	24,99
18.03.03	38,51	22,22	32,59	42,31	15,37
25.03.03	41,47	23,70	77,02	42,85	-85,72
01.04.03	47,40	24,44	50,36	48,44	-6,24
08.04.03	42,95	23,33	26,66	45,68	37,93
22.04.03	32,59	23,70	23,70	27,29	27,28
06.05.03	34,07	22,71	26,66	33,33	21,75
13.05.03	50,36	19,26	22,22	61,76	55,88
20.05.03	17,77	17,89	20,74	-0,65	-16,71
Média	47,32	34,30	36,97	28,20	11,97

### 5.2.2.4 Nitrogênio amoniacal

A figura 5.69 apresenta os resultados obtidos na remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviados em banhados construídos. Os valores de nitrogênio amoniacal para os lixiviados afluente e efluentes dos banhados construídos foram de 1,32 a 46 mgN/L e de 1,00 a 28 mg N/L, respectivamente. Melhores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal nos banhados com plantas foram obtidas para as concentrações afluentes na faixa de 5,36 mgN/L a 19,90 mgN/L, no período de 04 de fevereiro a 20 de maio de 2003.

Para a concentração afluente (média) de nitrogênio amoniacal de 8,6 mg N/L calculou-se a eficiência de remoção de 78,035% nos banhados com plantas e no banhado controle (B3), sem as plantas, a remoção foi de apenas 24,93% (Tabela 5.14). Portanto foi triplicada a remoção de nitrogênio amoniacal com as macrófitas, devida, provavelmente, à necessidade das plantas e ao consórcio bactérias/raízes.

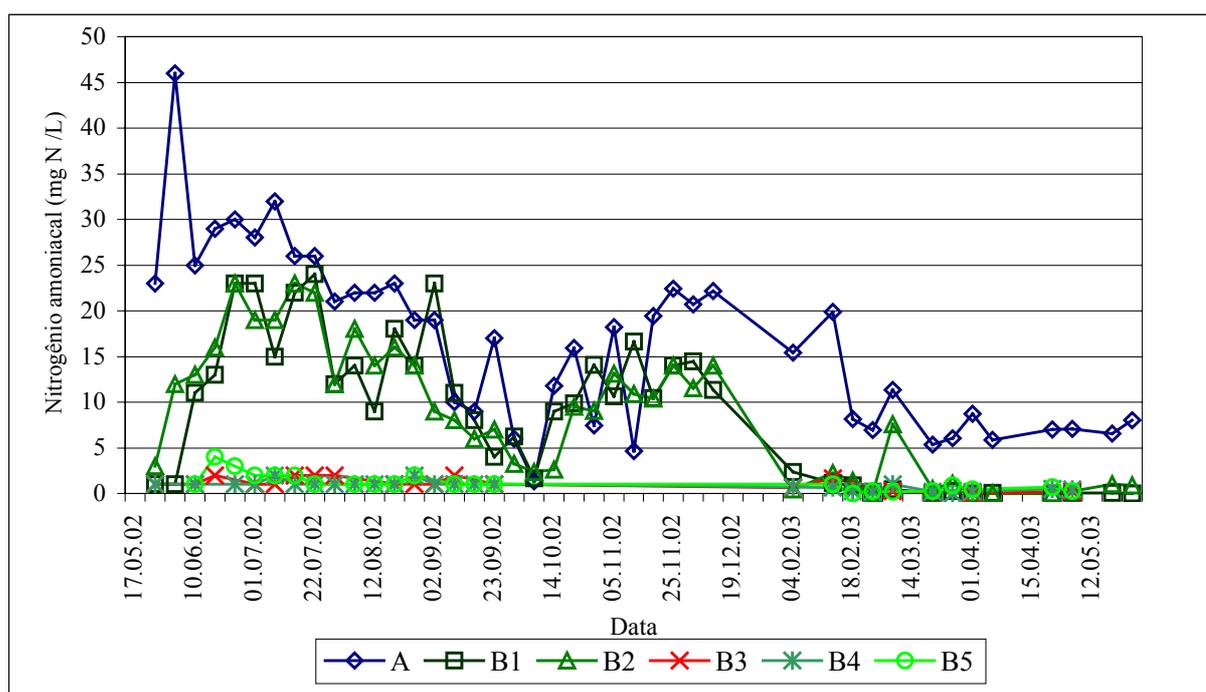


Figura 5.65- Variação do nitrogênio amoniacal nos lixiviados tratados em banhados construídos

Tabela 5.14 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nos banhados construídos

Data	Nitrogênio amoniacal (mg N/L)			Eficiência de remoção (%)	
	Afluente	Banhados	Controle (B3)	Banhados	Controle (B3)
04.02.03	15,40	1,52	9,52	90,16	38,18
11.02.03	19,90		9,17		
18.02.03	8,13	1,67	7,87	79,49	3,20
25.02.03	6,92	2,25	10,21	67,49	-47,54
11.03.03	11,34	3,72		67,22	100,00
18.03.03	5,36	3,31	5,11	38,25	4,66
25.03.03	6,06		7,01		
01.04.03	8,74	1,60	7,01	81,69	19,79
08.04.03	5,88	0,55	3,98	90,65	32,31
22.04.03	7,01	0,17	4,41	97,57	37,09
06.05.03	7,10	0,74	5,02	89,61	29,30
13.05.03	6,58		6,06		
20.05.03	8,05	1,76	5,45	78,14	32,30
Média	8,96	1,73	6,74	78,03	24,93

#### 5.2.2.5 Nitrato e nitrito

Os resultados de nitrato e nitrito observados nos lixiviados tratados nos banhados construídos apresentaram variações ao longo do período amostrado (Figura 5.66). Menores concentrações afluente e efluentes foram obtidas no período de baixa carga orgânica ou seja, de 12 de janeiro a 20 de maio de 2003. Foram obtidas baixas eficiências de remoção de nitrato/nitrito, algumas vezes negativas, observadas pelos resultados das concentrações do afluente e do efluente dos banhados. O nitrato/nitrito são removidos em banhados principalmente por desnitrificação. A baixa eficiência de remoção indica que houve uma pobre atividade desnitrificante no leito. Segundo a USEPA(1999) os sistemas de banhados construídos em fluxo subsuperficial são bons candidatos para a desnitrificação pelas condições anaeróbias inerentes aos mesmos. No entanto, se estas condições não são proporcionadas não ocorre a desnitrificação. Na presença de oxigênio são necessárias relações significativas de carbono orgânico biodegradável e nitrogênio nitrato, para que o nitrato seja o fornecedor de oxigênio para os microrganismos e promover a desnitrificação (USEPA, 1999). A eficiência de remoção de nitrogênio em banhados construídos varia de 25-95% e é devida principalmente aos mecanismos de nitrificação/desnitrificação (USEPA, 1988). Pelos valores do potencial redox dos lixiviados nos banhados apresentados posteriormente, verificou-se que as condições não foram propícias para a desnitrificação, provavelmente pela baixa profundidade dos leitos.

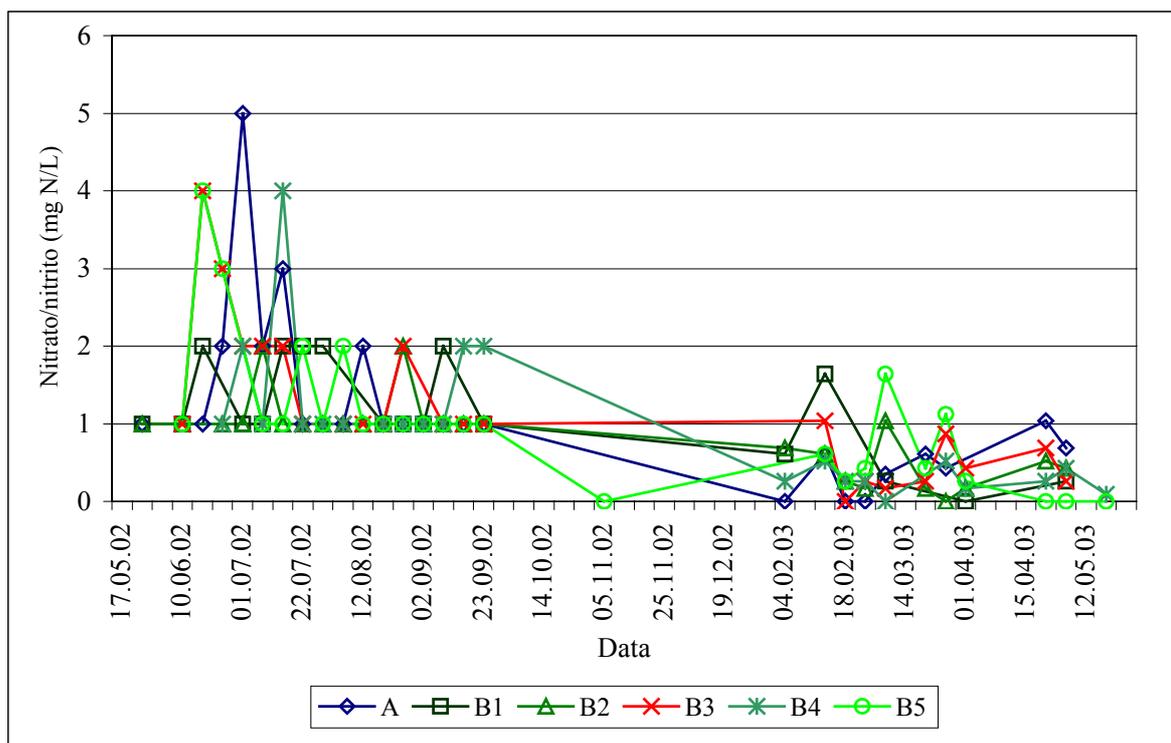


Figura 5.66- Variação do nitrato/nitrito nos lixiviados tratados em banhados construídos

#### 5.2.2.6 Fósforo

Os resultados de fósforo nos lixiviados tratados em banhados construídos apresentaram valores de 0,48 a 6,43 mg P/L no afluente e de 0,063 a 4,64 mg P/L nos efluentes (Figura 5.67). As melhores eficiências de remoção de fósforo do lixiviado nos banhados com plantas foram obtidas no período de baixas concentrações afluentes (0,48 a 3 mg P/L), especificamente no período de 12 de janeiro a 20 de maio de 2003 (Tabela 5.16). Os principais mecanismos de remoção de fósforo são a retenção no substrato e absorção pelas plantas, que podem ter sido significativos no final do período amostral pelo desenvolvimento das plantas e formação de sedimento no leito do banhado.

Os banhados construídos com plantas apresentaram melhor eficiência de remoção de fósforo, 83,24% em média, no período de baixas cargas, comparativamente ao banhado sem plantas com 8,26% (Tabela 5.15). Embora, em todo o período do experimento, os banhados construídos com plantas apresentaram bom desempenho na remoção de fósforo (64,96%) enquanto o banhado sem plantas apresentou 37,50%.

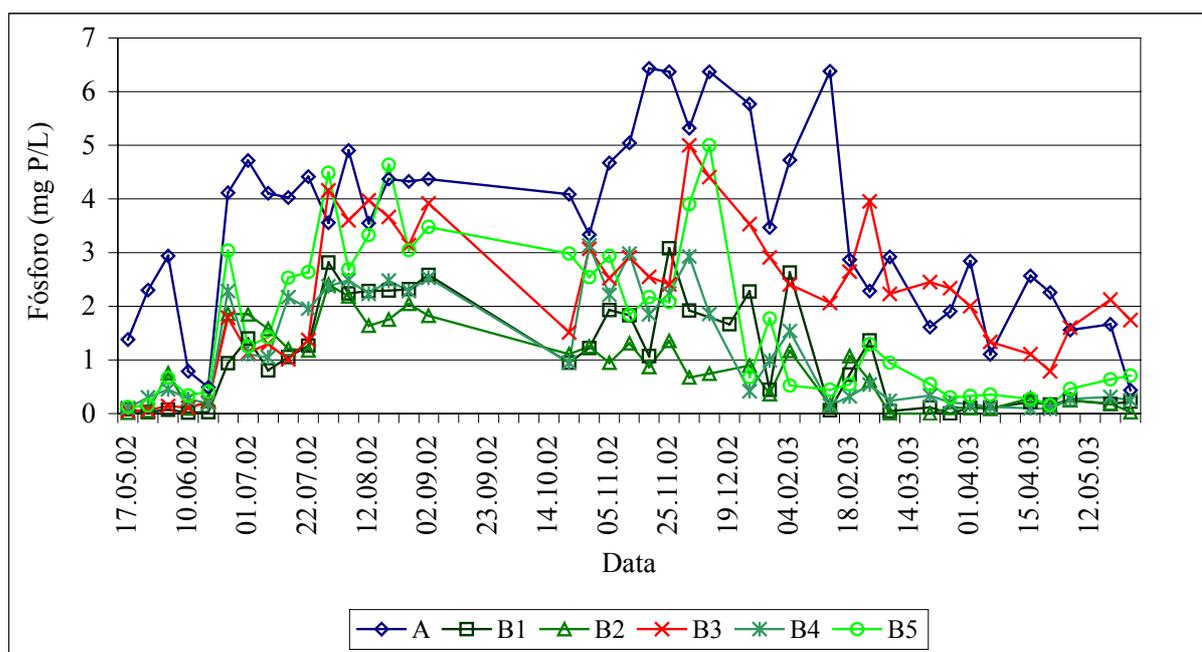


Figura 5.67 - Variação do fósforo nos lixiviados tratados em banhados construídos

Tabela 5.15 - Concentração e percentual de remoção de fósforo no lixiviado tratado em banhados construídos

Data	Fósforo (mg P/L)			Eficiência de remoção	
	Afluente	Banhados	Controle (B3)	Banhados	Controle (B3)
28.01.03	3,47	0,89	2,91	74,35	16,14
04.02.03	4,73	1,46	2,41	69,03	49,05
11.02.03	6,38	0,20	2,06	96,81	67,71
18.02.03	2,87	0,66	2,65	76,83	7,67
25.02.03	2,28	0,95	3,96	58,33	-73,68
11.03.03	2,92	0,31	2,23	89,46	23,63
18.03.03	1,61	0,25	2,45	84,39	-52,17
25.03.03	1,9	0,15	2,34	91,97	-23,16
01.04.03	2,84	0,18	2	93,57	29,58
08.04.03	1,11	0,17	1,34	84,91	-20,72
15.04.03	2,57	0,21	1,11	91,63	56,81
22.04.03	2,26	0,14	0,79	93,58	65,04
06.05.03	1,56	0,31	1,6	80,29	-2,56
13.05.03	1,66	0,33	2,12	80,12	-27,71
Média	2,73	0,45	2,14	83,24	8,26

#### 5.2.2.7 Sólidos totais, fixos e voláteis

Os teores de sólidos totais, fixos e voláteis dos lixiviados tratados em banhados construídos variaram de 107 a 4.618 mg/L, 58 a 5316mg/L e 31 a 4259mg/L, respectivamente (Tabelas A85 a A87 do anexo). Pelos resultados obtidos observou-se que houve elevação dos teores de sólidos nos lixiviados efluentes no período de 12 de janeiro a 20 de maio de 2003. Normalmente, os sólidos são removidos por sedimentação e filtração, no entanto segundo Kadlec apud Bertholdo (1999) os sólidos de saída de banhados não são contemporâneos dos que entram e são comuns serem de caráter inteiramente diferente. A remoção de sólidos depende do projeto de fluxo superficial e do tempo de retenção que permite a fixação microbiana e as transformações subsequentes (Bertholdo, 1999).

#### 5.2.2.8 Potencial redox

Os valores obtidos para o potencial redox nos lixiviados tratados em banhados contruídos variaram de -182 mV a 419 mV (Tabela A88 do anexo), com valores médios de 18 mV. Nas camadas inferiores do banhado são necessárias condições anóxicas para a desnitrificação, ou seja, valores de potencial redox abaixo de -200 mV. Provavelmente esta é a explicação porque não houve a remoção de nitrato/nitrito.

#### 5.2.2.9 Alcalinidade

As concentrações afluentes e efluentes nos banhados construídos variaram ao longo do período amostral. A redução de alcalinidade foi baixa em todos os leitos (12,36%) (Figura 5.68). A alcalinidade é afetada pelos processos de oxidação e redução nos sistemas de banhados construídos, tais processos dependem de vários aspectos, tais como: carga orgânica, pH, nitrificação, desnitrificação, entre outros.

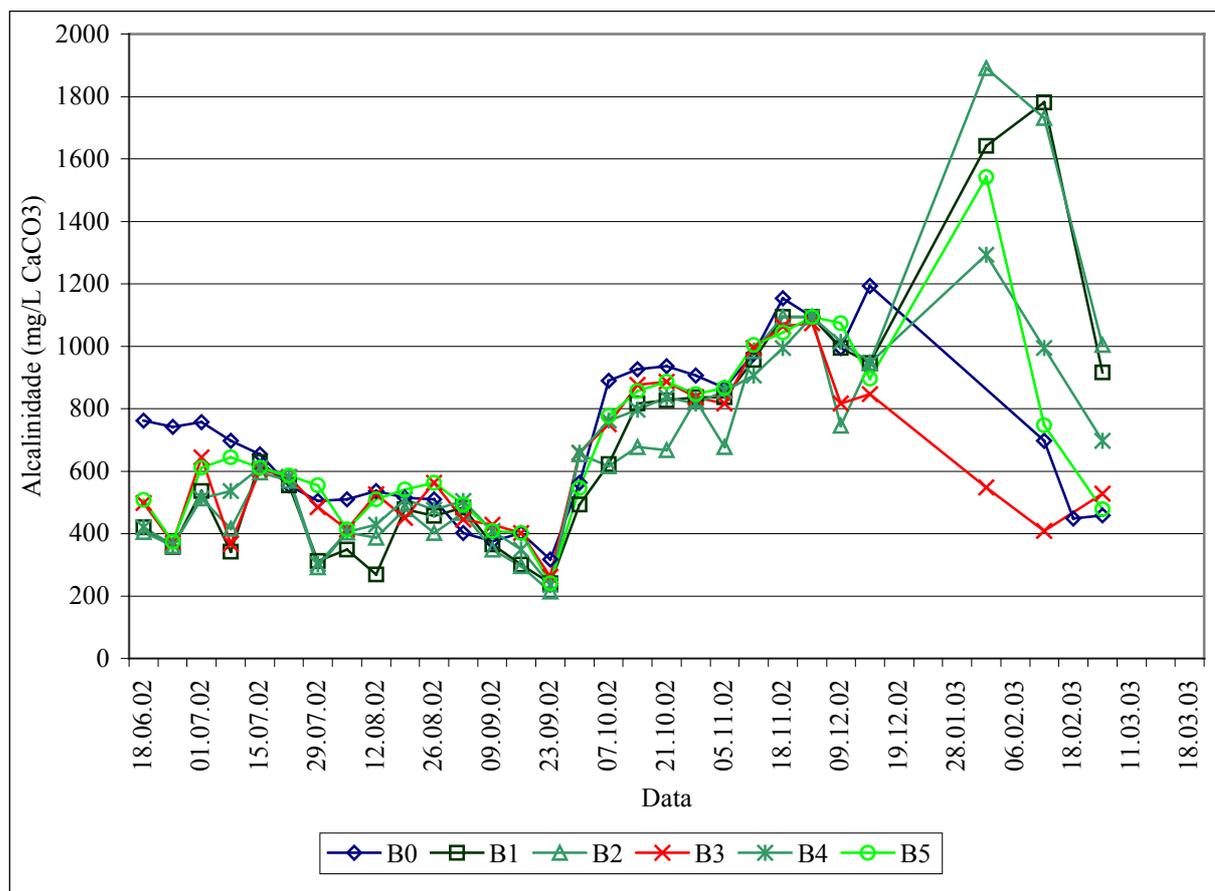


Figura 5.68- Variação da alcalinidade (mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ) nos lixiviados tratados em banhados construídos

### 5.2.2.10 Metais

Os resultados obtidos para os teores de metais (cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, mercúrio, níquel, zinco, ferro, alumínio, cálcio, potássio e sódio) nos lixiviados tratados em banhados construídos estão apresentados nas tabelas A81 a A83 do anexo. Os metais pesados apresentaram-se em baixas concentrações nos afluentes e efluentes dos banhados. O Cd foi praticamente não detectado, Pb em teores médios de 0,07 mg Pb/L, Cu em teores médios de 0,030 mg Cu/L, Cr em teores médios de 0,030 mg Cr/L, Mn em teores médios de 2,74 mg Mn/L, Hg em teores médios de 0,002 mg Hg/L, Zinco em teores médios de 0,03 mg Zn/L. Outros metais também tiveram variações dos seus teores nos lixiviados, Fe em teores de 2,1 a 24,0 mg Fe/L, Al em teores de 0,2 a 14,0 mg Al/L, Ca em teores de 4,6 a 103,0 mg Ca/L, K em teores de 2,5 a 867,0 mg K/L e Na em teores de 98,0 a 437,0 mg Na/L. Para alguns metais pesados o tratamento dos lixiviados em banhados construídos apresentou eficiência positiva de remoção, embora os afluentes apresentassem teores relativamente baixos. Justificam-se estes resultados pelo fato que os metais ficam complexados ou quelados

na matéria orgânica em decomposição e o  $\text{pH} > 6,5$  dos lixiviados brutos que dificultam a liberação dos metais.

#### 5.2.2.11 pH

Os valores de pH dos lixiviados afluentes e efluentes dos banhados construídos variaram de 6,5 à 8. A média dos efluentes nos banhados foi de 7,19 (Tabela A83 do anexo). Neste caso, desenvolveu-se faixas ideais para o crescimento da espécie utilizada, pois a *Typha* adapta-se em pH de 4 a 10 (USEPA,1999). Além disso, a maioria dos microrganismos preferem um meio neutro, com uma atividade máxima na escala de pH 6-8 (Bertholdo,1999).

#### 5.2.2.12 Cor e Turbidez

Os resultados das variáveis cor e turbidez foram de 500 a 4000 mgPt/L e de 0,6 a 162 UNT, respectivamente (Figuras 5.69 e 5.70). Eficiências próximas de 80% de cor e 44% de turbidez foram obtidas nos banhados construídos, com plantas e sem as plantas. Verifica-se que os estandes funcionaram como filtros biológicos, sedimentando e retendo sólidos que conferem cor e turbidez.

#### 5.2.2.13 Coliformes fecais

A contagem de coliformes fecais na ordem de  $10^5$  NMP/100mL foi obtida no afluente dos banhados e na maioria (4 leitões) dos efluentes dos banhados construídos com plantas e sem plantas foram na ordem de  $10^3$  NMP/100mL. De acordo com Watson et al. (1990); Reimold e McBrien (1997); Wittgren e Tobiasson (1995) apud Leite (1999), em geral, os banhados construídos mostram-se eficientes na remoção de coliformes fecais. A figura 5.71 representa os resultados das análises de coliformes fecais nos banhados construídos.

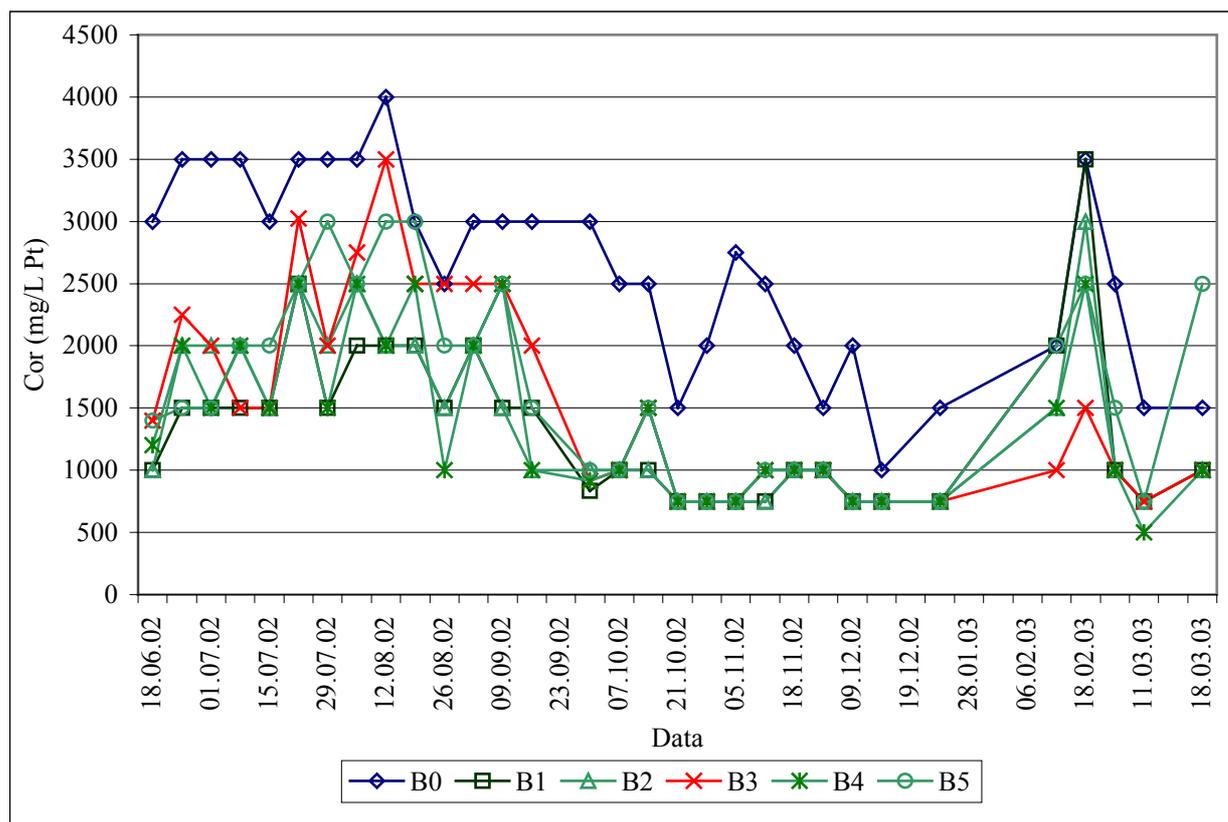


Figura 5.69 - Variação da cor (mgPt/L) nos lixiviados tratados em banhados construídos

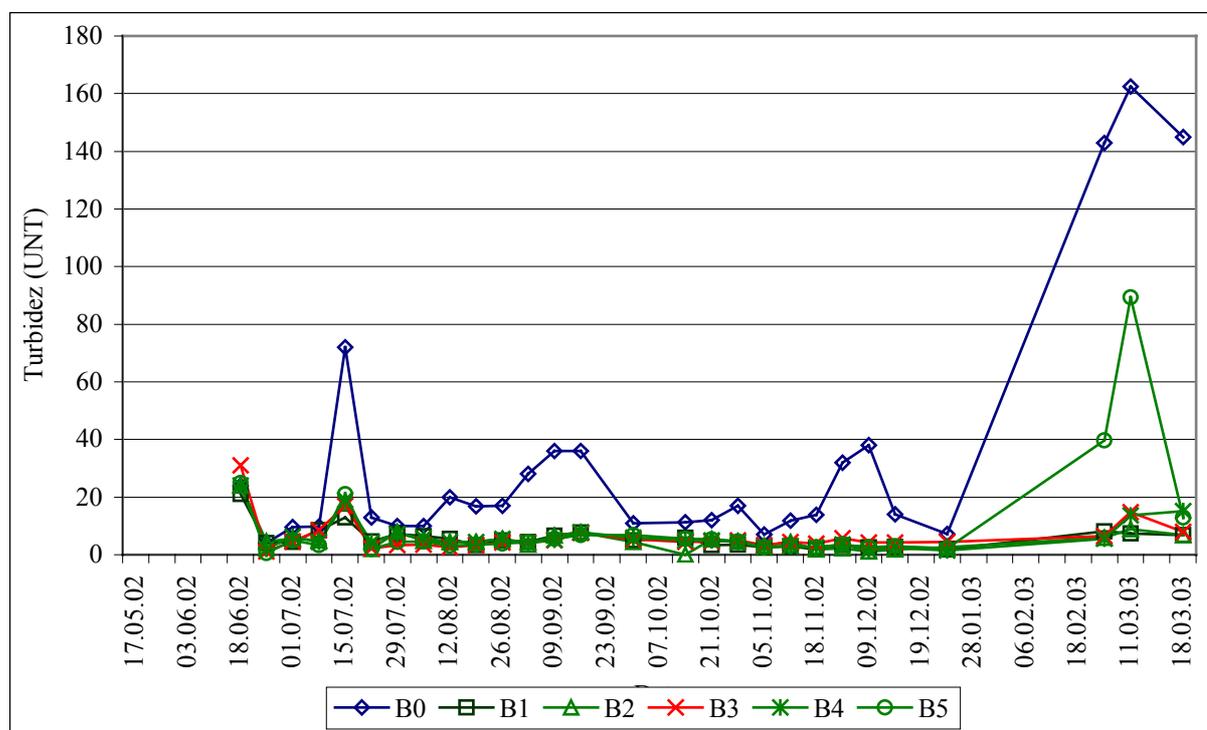


Figura 5.70 - Variação da turbidez (UNT) nos lixiviados tratados em banhados construídos

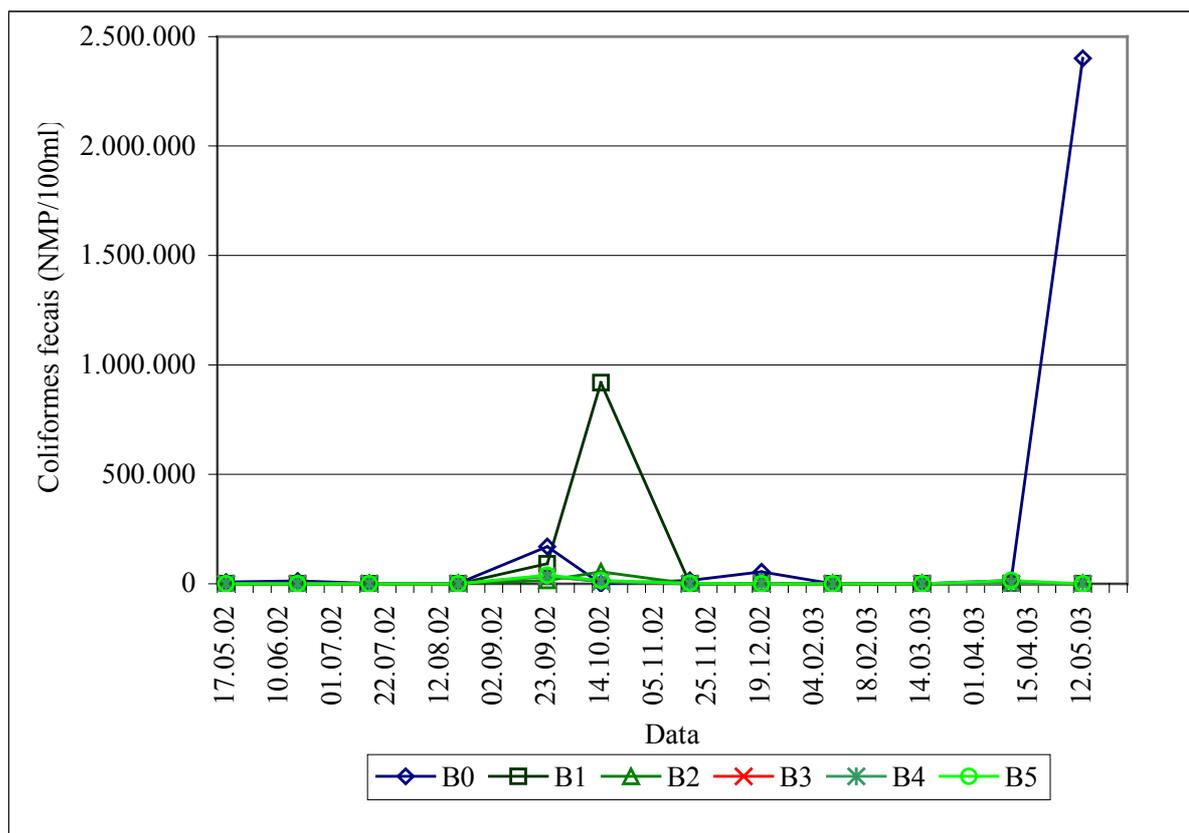


Figura 5.71 - Variação dos coliformes fecais nos banhados construídos

## **6 CONCLUSÕES**

### **6.1 COMPOSTAGEM**

#### **6.1.1 Compostagem em leiras de pequenos volumes (etapas 1, 3 e 5)**

Através deste estudo, concluiu-se que o resíduo verde de podas urbanas, o resíduo da CEASA e o lodo de esgoto, quando codispostos em compostagem, proporcionaram vantagens ao processo de biodegradação. O resíduo verde fornece a estrutura física para a leira, o que é devido a menor umidade desse material em relação aos outros, aumenta a porosidade e promove a aeração da leira.

Na etapa 5, com controle efetivo da umidade, proporcionado pela cobertura da leira, com 25% de resíduos de podas, 50% de resíduos da CEASA e 25% de lodo, o sistema apresentou os melhores resultados com relação a remoção de matéria orgânica e carbono orgânico. O composto orgânico estabilizado atingiu a relação C:N de 10:1

Em termos de macronutrientes, conclui-se que a incorporação dos resíduos da CEASA e do lodo de esgoto ao resíduo verde proporcionou um enriquecimento do NPK nos substratos sólidos.

Os teores de metais pesados em todas as leiras analisadas foram menores que os limites máximos recomendados pela USEPA .

Os resíduos da CEASA contribuíram para o fornecimento de potássio e o lodo contribuiu para o fornecimento de fósforo, demonstrando que a mistura dos resíduos é vantajosa também para equilibrar os teores de nutrientes do composto produzido.

Na etapa 5, com revolvimento semanal e controle efetivo da umidade, pela cobertura e irrigação das leiras, houve maior bioestabilização da matéria orgânica quando os resíduos da CEASA e lodo foram incorporados na mistura, principalmente na leira 3 que continha inicialmente 50% de lodo e 25% de resíduos da CEASA.

Este experimento também comprovou que o controle da umidade e o revolvimento (aeração) são fatores determinantes para a aceleração do processo, mesmo em leiras com 100% e 50% de resíduo verde.

O período de estabilização da matéria orgânica dos resíduos verdes de podas urbanas foi reduzido de 18 meses (540 dias) a 140 dias através da mistura de lodo e resíduos da CEASA e o controle efetivo da umidade.

### 6.1.2 Vermicompostagem

Na vermicompostagem, realizada em escala piloto, conforme descrito, não foram obtidas conclusões que referendem a sua utilização.

Pelos resultados das análises dos substratos sólidos do processo concluiu-se que a maior biodegradabilidade ocorreu nas misturas com menos de 35% de resíduos de podas.

A vermicompostagem, por utilizar organismos sensíveis ao calor, umidade e luminosidade não é indicada para produção de vermicomposto para grandes quantidades de resíduos.

### 6.1.3 Compostagem (etapas 7 e 8)

Em leiras de grandes volumes, em pátios de compostagem à céu aberto, concluiu-se que não é necessária a cobertura das leiras para o desenvolvimento satisfatório do processo, desde que haja o controle da aeração e umidade.

Para regiões de pluviosidade e temperatura ambiente similares às de Porto Alegre, observou-se fortes evidências de que leiras de pequeno porte (com pequena altura e portanto, de pequeno volume), resultam em insucessos, caindo o processo, tão logo as pilhas sejam submetidas a chuvas mais intensas. Observou-se isto pela elevada compactação, rebaixamento brusco da temperatura e umidade das leiras.

Embora a fase termofílica tenha sido prejudicada pelo clima nas leiras de 4000 kg (etapa 8), o revolvimento sistemático destas apresentou o melhor desempenho, comparado às

leiras estáticas aeradas, devido, principalmente, à mistura e “quebra” dos resíduos realizada a cada revolvimento.

Todas as etapas desenvolvidas na pesquisa permitiram levantar questionamentos e preocupações quanto aos fatores interferentes no processo de compostagem, principalmente, em regiões frias e chuvosas, como é o presente caso em estudo.

Em função das conclusões das pesquisas desenvolvidas e com base nas dificuldades encontradas para levar a bom termo o processo de compostagem em escala real, julgou-se apropriado e indispensável o prosseguimento dos estudos, com ênfase em leiras operadas no sistema “windrow”, principalmente em decorrência dos insucessos obtidos nas leiras aeradas forçadas. Assim, prosseguiu-se o monitoramento do sistema de compostagem de resíduos orgânicos na UTC do DMLU, incluindo-se nas observações experimentos com vista ao tratamento do lixiviado gerado pelas leiras em “banhados construídos”.

#### 6.1.4 Compostagem (etapa 9)

A quantidade de húmus produzido em um processo de compostagem depende basicamente das características físico-químicas dos resíduos orgânicos e do processo de estabilização. O processo de compostagem, com temperatura, umidade e aeração controladas, utilizando-se os resíduos orgânicos do presente estudo, poderá produzir uma quantidade de húmus correspondente a 26,08% (em peso úmido) do total de resíduos processados. A maior perda de massa na compostagem é por vaporização da água. Em torno de 12% da matéria orgânica (em base seca) é perdida pela decomposição.

Conclui-se que a compostagem, cujo objetivo principal é a reciclagem da matéria orgânica, é um processo com alto potencial de redução e transformação de resíduos sólidos orgânicos. Diante disto, poderá a compostagem ser um dos tratamentos ambientais mais adequados para resíduos sólidos potencialmente biodegradáveis.

#### 6.1.5 Compostagem (etapas 10 e 11)

Para as proporções de RV, RC e RD utilizadas na presente pesquisa foi necessária a irrigação de leiras de compostagem tanto no inverno quanto no verão em pátios descobertos,

mesmo sujeitos à elevadas precipitações, para manutenção da umidade ao patamar de 55%. Segundo Haug (1993) apud Walker et al. (1999), a taxa de decomposição reduz de 24% a 60%, quando o teor de umidade é reduzido de 55% a 45% e de 45% a 35%, respectivamente.

O período de estabilização da matéria orgânica das leiras montadas no final do verão foi menor comparado as leiras montadas no início do inverno; portanto, concluiu-se que leiras montadas no inverno, com baixas temperatura ambiente e altas precipitações sofrem grande compactação que provoca a diminuição da aeração pela redução dos ELAs.

#### 6.1.6 Conclusões gerais do processo de compostagem

A mistura de resíduos com características diferenciadas favorece o processo de compostagem pelo equilíbrio da umidade, nutrientes, relação C:N e estrutura física da leira. A incorporação de resíduos verdes de podas urbanas e de lodo de esgoto aos resíduos orgânicos domiciliares incrementa os teores de matéria orgânica e nitrogênio no composto orgânico estabilizado e possibilita a adequação deste produto como fertilizante, de acordo com a legislação.

A temperatura e a umidade são as principais variáveis de controle do processo de compostagem. Nas leiras, com pequenos volumes, sem cobertura a compactação das leiras inviabilizou o processo e nas leiras de grandes volumes foi longo o tempo de biodegradação. No entanto, é possível desenvolver o processo de compostagem à céu aberto, desde que na geometria das leiras sejam utilizadas seções de 3 a 4 metros de largura e 2,5 a 3,0 metros de altura, utilizando-se em torno de 75% de resíduos orgânicos domiciliares, aproximadamente 15% de resíduos de podas e 10% de restos orgânicos de frutas e verduras. No inverno, com baixa temperatura ambiente e elevadas precipitações o período de estabilização da matéria orgânica foi maior devido a compactação da leira e maior troca de calor. Segundo Kiehl (1985) a temperatura ambiente não tem grande influência sobre a temperatura da leira, no entanto Mello (1981) apud Parchen (1988) afirma que há notáveis diferenças de temperatura em distintas partes da leira dependentes da temperatura ambiente. Ambos afirmaram que o aumento do volume da leira é necessário em climas frios para aquece-la mais rapidamente e diminuir a perda de calor.

Tradicionalmente os processos de compostagem tem sido controlados estritamente pela temperatura, pois esta confirma que a biodegradação está se desenvolvendo adequadamente. No entanto, os resultados desta pesquisa demonstraram que é necessário também o controle efetivo da umidade. Analisando os resultados da pesquisa de Liang et al (2003) na compostagem de biosólidos foi verificado que a manutenção da umidade na faixa ideal (50-70%) é quando ocorreu a maior atividade microbiana. Portanto, com os resultados desta pesquisa é comprovado que a umidade também afetou a estabilização da matéria orgânica, principalmente em relação à fase termofílica.

No inverno, a degradação foi mais lenta na leira não irrigada, verificado pelo longo período termofílico. No verão, com a irrigação o período termofílico foi reduzido, porém a umidade não atingiu os patamares desejados. Portanto, é necessário o controle efetivo da umidade para acelerar o processo e que provavelmente auxiliará na manutenção da temperatura em faixas adequadas (próximas a 60°C). Segundo Liang et al.(2003) é difícil prever a relação entre umidade e temperatura.

Os resultados dos estudos de Tiquia et al. (1997a) demonstraram que a situação climática afetou as trocas físicas, químicas e biológicas do substrato orgânico durante a compostagem. As leiras do verão, com temperatura ambiente média de 28°C, ficaram estabilizadas aos 97 dias, enquanto que nas leiras do inverno, temperatura média ambiente de 12°C, foi produzido composto imaturo. Na presente pesquisa, foram mantidas as faixas ideais de temperatura pela frequência de revolvimento, no entanto o período de estabilização foi mais longo no inverno, sugerindo que foram as precipitações que provocaram a compactação nas leiras e a diminuição da aeração no inverno.

Em qualquer projeto de tratamento de resíduos existe o item custo (investimento/operação) como fator determinante na escolha do processo. Na avaliação do processo de compostagem verificou-se que em leiras revolvidas em pátio descoberto, as condições operacionais são fatores importantes para o delineamento do projeto. Entre os aspectos importantes estão o dimensionamento adequado das leiras, a frequência de revolvimento e irrigação. A geometria da leira está relacionada com as condições climáticas. A frequência de revolvimento e irrigação afetam o período termofílico, o qual é importante para o dimensionamento do pátio e dos equipamentos de revolvimento. Existem outros fatores que afetam o processo e a qualidade do composto, como por exemplo o tipo de resíduo (relação C:N). No entanto, em se tratando de uma unidade de compostagem de resíduos

sólidos domiciliares torna-se impraticável a adequação desta relação devido às características heterogêneas destes resíduos. Com base nas dimensões necessárias para as leiras, nas condições climáticas similares às de Porto Alegre, a área de projeto será de  $0,7 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , utilizando seções triangulares com 4 metros de largura e 3 metros de altura. Para revolvimento com retroescavadeira deve-se considerar o dobro da área de projeto das leiras. O tempo de compostagem para projeto, para as condições dos experimentos, é de 100 a 120 dias.

Finalmente, conclui-se que a monitorização da compostagem através das análises físicas, químicas e biológicas são extremamente importantes quando se trata do produto final, ou seja do composto orgânico humificado, como forma de classifica-lo segundo a legislação para a sua utilização adequada. Esta forma de monitorização dos substratos orgânicos durante o processo de biodegradação é dispendiosa para resíduos domiciliares, por serem heterogêneos e necessitarem de um número expressivos de análises. Durante o processo, com revolvimento sistemático, é necessário controlar basicamente a temperatura, umidade e tempo de compostagem, de fácil acompanhamento.

## **6.2 DESEMPENHO DOS BANHADOS CONSTRUÍDOS**

Os lixiviados da compostagem apresentam cargas orgânicas expressivas, dependentes da fase da compostagem. Os lixiviados da compostagem possuem baixas concentrações em termos de condutividade,  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{NH}_4^+$ , entre outros, quando comparados aos lixiviados de aterros sanitários. Isto deve-se principalmente à diluição provocada pela precipitação atmosférica e ao processo aeróbio de compostagem que reduz principalmente os teores da matéria orgânica e nitrogênio.

O monitoramento do lixiviado na presente pesquisa demonstrou que ocorreu um período longo (17/05 a 16/09/2002) com  $\text{DBO}_5$  máxima de 755 mg/L, outro período (17/09/2002 a 09/12/2003) com altas concentrações de  $\text{DBO}_5$ , média de 892 mg/L, chegando a valores de até 1708 mg/L. No último período (11/02 a 20/05/2003) analisado, a  $\text{DBO}_5$  atingiu valor máximo de 240 mg/L. Foi observado que as maiores concentrações são devidas às idades da leiras, ou seja, no período equivalente às altas concentrações, as leiras estavam na fase inicial de bioestabilização, comprovando que as características do lixiviado da compostagem são dependentes principalmente da fase de estabilização da matéria orgânica.

Os teores de metais pesados nos lixiviados da compostagem são extremamente baixos, alguns até não detectados. Uma das explicações para estes resultados é a triagem eficiente dos resíduos domiciliares na esteira de triagem e a outra é a complexação dos metais junto as micelas orgânicas do composto estabilizado.

Os banhados construídos apresentaram bom desempenho de tratamento de lixiviados da compostagem para baixas cargas hidráulicas (1cm/d) e concentrações de DBO<sub>5</sub> abaixo de 150 mg/L, com eficiência média de 57,19% de remoção de DBO. Obteve-se eficiências variáveis para nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, fósforo, metais, potencial redox e sólidos totais. Leite (1999) cita que a profundidade do leito e o tipo de vegetação utilizada nos sistemas de banhados podem diferenciar significativamente a taxa de remoção de nitrogênio.

Comprovou-se na presente pesquisa que a remoção de fósforo é significativa em sistemas de banhados construídos com plantas aquáticas, neste caso utilizando a carga hidráulica de 1cm/d e concentração afluyente de 3,11 mg P/L. Segundo Vimazal apud Bertholdo (1999), o fósforo é removido primariamente por reações de troca iônicas, onde o fosfato desloca a água ou as hidroxilas da superfície dos óxidos aquosos de ferro e alumínio, assumindo esse lugar.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista que o processo de compostagem é um tratamento de resíduos com as finalidades de redução, reaproveitamento e de atenuação de compostos potencialmente tóxicos, recomenda-se:

- realizar medições regulares de temperatura e umidade a campo para o controle efetivo da compostagem;
- testar em processo de compostagem diferentes composições de resíduos orgânicos a serem processados pois cada resíduo possui características físicas, químicas e biológicas diferenciadas típicas de cada região;
- realizar a compostagem de resíduos sólidos domiciliares conjuntamente com resíduos de podas (fonte de carbono) e outros resíduos com maiores teores de N, objetivando aumentar o teor da matéria orgânica e conseqüentemente do carbono orgânico e o N do composto, como forma de adequar o produto a legislação de fertilizantes orgânicos (Portaria nº 1 do Ministério da Agricultura e instruções normativas complementares);
- para a montagem de leiras em pátios descobertos, utilizando retroescavadeira no revolvimento das leiras, adotar dimensões adequadas para a manutenção da fase termofílica, ou seja, em regiões de baixas temperaturas e alta pluviosidade é necessário utilizar alturas de 2,5 a 3 metros no início do processo;
- construir cobertura com telheiro na compostagem de resíduos produzidos em pequenos volumes em regiões frias e chuvosas e para reduzir do período de estabilização e economizar área de processamento na compostagem de grandes volumes;
- embora não tenha sido objeto desta pesquisa, recomenda-se estudar formas de atenuar ou tratar as emissões atmosféricas (odores);
- recircular o lixiviado através da irrigação das leiras para reduzir o volume de efluentes e tratar o excedente em sistema de tratamento, visto que não atende os padrões de emissão;
- segregar os lixiviados da compostagem, de acordo com a fase da compostagem, recirculando na fase inicial do processo, onde as cargas são mais elevadas e, tratar os lixiviados da fase de maturação do composto, a segregação pode ser realizada através da divisão do pátio de compostagem e seus respectivos efluentes;
- reduzir as cargas orgânicas dos lixiviados da compostagem com tratamento prévio ao sistema de banhados construídos;
- testar maiores profundidades no banhado, até 60 cm, com a finalidade de promover a desnitrificação do lixiviado.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, Cleverson Vitório. 2001. *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro: ABES.

APHA; AWWA; WPCF. 1996. Standard methods for the examination of water and wastewater, 17 ed. – Washington: American Public Health Association.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004. NBR 10004 - Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, RJ. p. 71

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1996. NBR 13591. Compostagem. Rio de Janeiro, RJ. P. 4.

BARRINGTON, S.; CHOINIÉRE, D.; TRIGUI, M.; KNIGHT, W. 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology*, Canadá, n. 83, p. 189 -194.

BC Agricultural Composting Handbook. 1998. 2<sup>nd</sup> ed. Abbotsford, BC: Resource Management Branch. Disponível em: <<http://www.agf.gov.bc.ca/resmgmt>>. Acesso em: 29 abr. 2004.

BEREZOWSKY, Miron. 1995. Constructed wetlands for remediation of urban waste waters.

BETHOLDO, D. T. 1999. Eficiência de banhados construídos no tratamento de águas provenientes da drenagem urbana e no pós-tratamento de efluentes líquidos tratados por processo anaeróbio (reator UASB). Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento pela UFRGS, Porto Alegre. p. 113.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade. 1996. *Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Domésticos*. Apostila. Porto Alegre: UFRGS.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; GEHLING, G. R.; SOUZA, L. F.; REIS, M. F. P.; MACHADO, R. M.; MIRANDA, A. R.; MARTINS, A.; BARRELLA, K. M.; ALVES, K. C.

G.; SOARES, S. R.; ROCHA, J. C. 2001. *Resíduos Sólidos Provenientes de coletas Especiais: Eliminação e valorização*. Rio de Janeiro: ABES.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVINELLI, Jurandir. 1999. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos, São Paulo: EESC – USP.

BLEY, C. 1998. Estabilização e higienização de biosólidos. In: Seminário Sobre Gerenciamento de Biosólidos no Mercosul. Curitiba. Anais. p. 51-56.

CHAREST, M. H.; BEAUCHAMP, C. J. 2002. Composting of de – inking paper sludge with poultry manure at three nitrogen levels using mechanical turning: behavior of physico – chemical parameters. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 81, p. 7 -17.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. 2003. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciência da Terra*. V. 3; Nº 1.

COTRIM, Sérgio Luis; PESCADOR, Fernanda Santos; FLECK, Eduardo. HOFFMANN, Marcelo da Silva; REIS, REIS, Mariza Fernanda Power. 2004. Estação de tratamento de águas de lavagem de estação de transbordo de resíduos sólidos urbanos – estudo de caso. *IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, Porto Alegre – RGS.

CRAVO, M. S.; MURAOKA, T.; GINÉ, M.F. 1998. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, nº 22, seção IX, p. 547 – 553.

DEVENS, D. C. 1995. Aplicação do processo de compostagem com aeração forçada positiva aos resíduos sólidos da indústria de café solúvel. Dissertação de mestrado do programa de pós-graduação em engenharia ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. p.169

ECKHARDT, David, A. V. 1999. A constructed wetland for treating landfill leachate, Monroe County, New York In: *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*, USA.

EL - FADEL , M.; BOU –ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. 2002. Temporal variation of leachate quality pré –sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management*, n. 22, p. 269 – 282.

ESCOSTEGUY, Pedro. A. V.; PARCHEN, C. A. P.; SELBACH, P. A. 1993. Bactérias enteropatogênicas em composto de lixo domiciliar, solo e planta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.17, p. 365 – 369.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira. 1999. *Manual Prático para Compostagem de Biossólidos*. Rio de Janeiro: ABES.

FLECK, E. 2003. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Recurso Hídricos e Saneamento Ambiental. UFRGS. Porto Alegre.

FORTES NETO, Paulo. 1992. Compostagem natural do lixo domiciliar urbano através de leiras estáticas e revolvidas. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola e do Ambiente. UFRGS. Porto Alegre.

FROBISHER, M.; HINS DILL, R.; CRABTRRE, K. T.; GOODHEART, C. R. 1974. *Fundamentals of Microbiology*. 9ª edição. EUA. p. 850.

GEORGACAKIS, D.; TSAVDARIS, A.; BAKOULI, J.; SYMEONIDIS, S. 1996. Composting solid swine manure and lignite mixtures with selected plant residues. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 78, p. 107 - 109.

GUERRA - RODRIGUEZ, E.; DIAZ – RAVIÑA, M.; VÁZQUEZ, M. 2001. Co – composting of chestnut burr and leaf litter with solid poultry manure, *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 78, p. 107 - 109.

GOUVÊA, L.C. & PEREIRA NETO, J.T. 1997. Avaliação da Distribuição de Metais Pesados durante o Processo de Compostagem de Lodo de Esgoto estritamente doméstico. In: *Anais do XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu, v. I, n. 59, p. 346 - 360.

JEONG, Yeon – Koo; KIM, Jin – Soo. 2001. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting process. *Bioresource Technology*, Grã – Bretanha, n. 79, p. 129 -133.

HAMODA, Mm. F.; ABU QDAIS, H. A.; NEWHAM, J. 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling*, n. 23, p. 209 – 223.

HE, Yaowu; INAMORI, Yuhei; MIZUOCHI, Motoyuki; KONG, Hainan; IWAMI, Norio; Tieheng Sun. 2000. Measurements of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from the aerated composting of food waste. *The Science of the Total Enviroment*, n. 254, p 65 - 74.

IBGE. 2004. Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente. 2ª edição. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/vocabulario.pdf>>. Acesso em: 22 out. 2005.

INMET. 2005. Instituto Nacional de Meteorologia do Ministério da Agricultura e Reforma Agrária.

KADLEC, Robert H. 1999. Constructed wetlands for treating landfill leachate. In: *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates, USA.*, p.17 - 31.

KIEHL, Edmar José. 1985. *Fertilizantes Orgânicos*. Piracicaba: Editora Ceres.

KIEHL, Edmar José. 1993. *Fertilizantes Organominerais*. Piracicaba: Editora Ceres.

KIEHL, Edmar José. 1998. *Manual de Compostagem*. Piracicaba: Editora Ceres.

LARNEY, J. F. ; OLSON, F. A.; CARCAMO, A. A.; CHANG, C. 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology*, USA, n. 75, p. 139 -148.

LEGISLAÇÃO Agrícola Federal: instruções normativas, fertilizantes orgânicos. 2003-2004. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: 26 mar. 2005.

LEITE, Girlene Rodrigues. 1999. *Controle de Efluente de Reator Anaeróbio por banhado construído*. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento pela UFRGS, Porto Alegre, p. 124.

LIANG, C.; DAS, K. C.; McCLENDON, R. W. 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, USA, n. 86, p. 131 -137.

MADEJÓN, Engracia; DÍAZ, Manuel Jesús; LÓPEZ, Rafael; CABRERA, Francisco. 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology*, Grã – Bretanha, artigo não publicado.

ESALPL. MANUAL DE COMPOSTAGEM. 2005. Disponível em:<[http://www.ci.esalpl.pt/mbrito/compostagem/Manual Compostagem.htm](http://www.ci.esalpl.pt/mbrito/compostagem/Manual%20Compostagem.htm)>. Acesso em: 22 out. 2005.

MARQUES, D. L. M. 1999. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. 1999. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, PROSAB/ABES, Rio de Janeiro, p. 409 –435.

MBULIGWE, S. E. ; KASSENKA, G. R.; KASEVA, M. E.; CHAGGU, E. J. 2002. Potencial and constraints of composting domestic solid waste in developing countries: findings from a pilot study in Dar es Salaam, Tanzânia. *Resources, Conservation and Recycling*, artigo não publicado.

MCBEAN, Edward A.; ROVERS, Frank. 1999. Landfill Leachate Characteristics as inputs for design of wetlands used as treatment systems, in: *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*, USA., p.4 - 16.

MIKKI, V.; SENESI, N. ; HANNINEN, K. 1997. Characterization of humic material formed by composting of domestic and industrial biowaste. *Chemosphere*, Grã – Bretanha, v. 34, n. 8, p. 1639 – 1651.

MIYAZAWA, Mário et al. 1999. Efeito do Lodo de Esgoto nos teores de metais pesados no solo e na planta. In: *Reciclagem de Biossólidos - Transformando problemas em soluções*. 300p.

MODESTO FILHO, P.. 1999. Reciclagem da matéria orgânica através da vermocompostagem. In: TEIXEIRA, B. A. N.; TEIXEIRA, E. N.; BIDONE, F. R.; GOMES, L. P.; ZANIN, M.; SAT, M.; MODESTO, P. F.; ZEILHOFER, P.; SCHALCH, V. Metodologias e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, RJ: ABES. 65 p.

NESPOLO, Cássia Regina. 2004. Qualidade sanitária do composto de lixo urbano em função de diferentes processos de aeração. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola e do Ambiente. UFRGS. Porto Alegre.

PAREDES, C.; BERNAL, M. P., ROIG, A.; CEGARRA, J.; SÁNCHEZ – MONEDERO.1997. Influence of the bulking agent on the degradation of olive - mill wastewater sludge during composting. *International Biodeterioration & Biodegradation*, p. 105 – 210. P. 53.

PARCHEN, C. A. P. 1988. Condução, monitoração e avaliação do processo de compostagem natural de lixo urbano. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia. UFRGS. Porto Alegre.

PELCZAR, M. J.; REID, R.; CHAN, E. C. S. 1980. Microbiologia. São Paulo. Mcgraw-Hill. V. 1. p. 576.

PEREIRA NETO, João Tinoco; CUNHA, W. G. 1995. Influência da inoculação de composto orgânico maturado, no período de compostagem de resíduos orgânicos. In: *XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Salvador.

PICHTEL, John; ANDERSON, Mary. 1997. Trace metal bioavailability in municipal waste and sewage sludge composts. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 60, p. 223 -229.

PORTO ALEGRE. Prefeitura Municipal. 2005. Departamento Municipal de Limpeza Urbana: *Dados dos quantitativos de resíduos sólidos coletados e destinados às unidades do DMLU: 2004*. Não publicado.

REIS, M. F. P.; REICHERT, G. A.; BRITTO, M. J. S. 2000. Segregação na origem: uma solução para a qualificação do composto produzido em unidade de triagem e compostagem de resíduos sólidos. In: *Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*. Porto Alegre. V. 27. Anais. Rio de Janeiro: ABES, p.223-224.

REIS, Mariza F. P.; SELBACH, Pedro A.; BIDONE, Francisco R. A. 2003. Apostila do Curso Compostagem: Aspectos Teóricos e Operacionais. ABES/RS, Porto Alegre, p. 55.

REIS, Mariza. F. P.; ELLWANGER, Rosa. M.; GONÇALVES, Nelson, E. J.; ONOFRIO, Elisabeth. T. 2003b. Caracterização dos resíduos Sólidos Domiciliares do Município de Porto Alegre – Ano 2002. *Anais do I Congresso Brasileiro de Agroecologia, IV Seminário Internacional sobre Agroecologia e V Seminário Estadual sobre Ecologia*. 18 a 21 de novembro de 2003.

ROTH, B. W. , ISAIA, E. M. B e ISAIA, T. 1999. Destinação final dos resíduos sólidos urbanos”. *Ciência & Ambiente*, Janeiro/junho. p. 25 - 40.

RUSSO, M. A. T. 2003. Tratamento de Resíduos Sólidos. Disponível em: < [http://www.uc.pt/mhidro/Tratamentos\\_Resíduos\\_Sólidos.pdf](http://www.uc.pt/mhidro/Tratamentos_Resíduos_Sólidos.pdf)>. Acesso em: 22 out. 2005.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. 2001. Nitrogen transformation during waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 78, p. 301 -308.

SANTOS, Hilton Felício dos. 1998. Normas e critérios para o uso agrícola dos bio-sólidos de estações de tratamento de esgotos (ETEs). In: *Anais do I Seminário sobre Gerenciamento de Bio-sólidos do Mercosul*, Curitiba, p. 123-129. Dezembro.

SHARMA, V. K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F.; CORNACCHIA. 1997. Processing of Urban and Agro-Industrial Residues by aerobic composting: Review. In: *Energy Conversion and Management*, Inglaterra, v. 38, n. 5, p. 453-478.

SHAUB, S. M.; LEONARD, J. J. 1996. Composting: An alternative waste management option for food processing industries. *Trends in Food Science & Tecnology August*, v.7, p. 263 – 267.

SHI, Wei; NORTON, Jeanette M.; Miller, B. E.; PACE, Michael G. 1999. Effects of aeration and moisture during windrow composting on the nitrogen fertilizer values of dairy waste composts. *Applied Soil Ecology*, n. 11, p. 17 – 28.

SLATER, R. A.; FREDERICKSON, J. 2001. Composting municipal waste in the UK: some lessons from Europe. *Resources, Conservation and Recycling*, Reino Unido, v. 32, p. 359 – 374.

SMARS, S.; GUSTAFSSON, L.; BECK – FRIIS, B.; JONSSON, H. 2002. Improvement of composting time for household waste during na inicial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 84, p. 237 -241.

SMET, Erik; VAN LANGENHOVE; DE BO, Inge. 1999. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic composting of biowaste. *Atmospheric Enviroment*, n. 33, p. 1295 – 1303.

STENTIFORD, Edward Ian; PEREIRA NETO, João Tinoco. 1993. Compostagem de Lodos de Esgoto: Uma alternativa para os países industrializados. In: *XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal, v. III, n. 14, p. 167-181.

TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H., VOLKWEISS, S. J. 1995. *Análises de Solo, Plantas e Outros Materiais*. Boletim técnico nº 5, 2 ed. revisada e ampliada. Porto alegre: Departamento de Solos da UFRGS. 174 p.

TEDESCO, M. J. & STAMMEL, J.G. 1986. Reciclagem de nutrientes contidos em resíduos orgânicos. In: *Curso de atualização em fertilização do solo sob condições de cultivo reduzido*. Santa Maria: UFSM, p. 1 - 40.

TÍQUIA, S. M. ; TAM, N. F. Y. 2000. Co - composting of spent pig litter and sludge with forced – aeration. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 72, p. 1 - 7.

TÍQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I.J. 1997a. Composting of spent pig litter at different seasonal temperatures in subtropical climate. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 98, p. 97 - 104.

TÍQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I.J. 1997b. Effects of turning frequency on composting of spent pig - manure sawmdust litter. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 62, p. 37 - 42.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. 1988. Design manual – Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment, EPA/625/1-88/022, p. 83.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. 1994. Composting of Yard Trimmings and Municipal Solid Waste, EPA/530/R91 – 003, 151 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. 1999. Constructed wetlands treatment of municipal wastewater, EPA/625/R99 – 010, 165 p.

VAN HEERDEN, I.; CRONJÉ, C.; SWART, S. H.; KOTZÉ. 2002. Microbial, chemical and physical aspects of citrus waste composting. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 81, p. 71 -76.

WALKER, L. P.; NOCK, T. D.; GOSSETT, J. M.; VANDERGHEYNST, J. S. 1999. The role of periodic agitation and water addition in managing moisture limitations during high-solids aerobic decomposition. *Process Biochemistry*, v. 34, p. 601- 612.

WATSON, J. T.; REED, S. C.; KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; WHITEHOUSE, A. E. 1990. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: International Conference on constructed wetlands for wastewater treatment, 1. , 1998, Chattanooga, *Constructed wetlands for wastewater treatment; Design, construction and operation*. Chelsea: Lewis. Editora, local, p. 319 – 333.

WEBBER, M.D.; KLOKE, A.; TJELL, J. CHR. 1983. A review of current sludge use guidelines for control of heavy metal contamination in soils. In: *L' HERMITE, P. OTT, H. (ed.). Processing and use of sewage sludge*. Dordrecht: D. Reidel, p. 371 - 385.

WONG, J. W. C.; MAK, K. F.; CHAN, N. W.; LAM, A. ; FANG, M.; ZHOU, L. X.; WU, Q. T.; LIAO, X. D. 2001. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource Technology*, Grã - Bretanha, n. 76, p. 99 -106.

ZORPAS, Antonis A.; KAPETANIOS, Evangelos; ZORPAS, Giovanis A.; KARLIS, Panagiotis; VLYSSIDES, Apóstolos; HARALAMBOUS, Ioanna; LOUZIDOU, Maria. 2000. Compost produced from organic fraction of municipal solid waste, primary stabilized sewage sludge and natural zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, n. B77, p. 149 –159.